



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN

**DIRECCIÓN DE POSTGRADO
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES-PROGRAMA DE MAGISTER EN
CIENCIAS FORESTALES**

**EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN NATURAL DEL BOSQUE NATIVO
EN PLANTACIONES COSECHADAS DE *PINUS RADIATA* D.DON Y
EUCALYPTUS GLOBULUS LABILL. EN LA CORDILLERA DE LA COSTA DE
LAS REGIONES DEL BÍO-BÍO Y ÑUBLE.**

POR: LUIS FELIPE FAJARDO RODRÍGUEZ

**Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de
Concepción para optar el grado académico de Magister en Ciencias
Forestales.**

PROFESORA GUÍA: MARCELA A. BUSTAMANTE SÁNCHEZ

Noviembre de 2020
Concepción, Chile

**EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN NATURAL DEL
BOSQUE NATIVO EN PLANTACIONES COSECHADAS DE *PINUS
RADIATA* D.DON Y *EUCALYPTUS GLOBULUS* LABILL. EN LA
CORDILLERA DE LA COSTA DE LAS REGIONES DEL BÍO-BÍO
Y ÑUBLE.**

Comisión Evaluadora:

Marcela A. Bustamante Sánchez

(Profesora Guía)

Bióloga, Dra.

Diego Alarcón Abarca

(Profesor Co-Guía)

Ingeniero Forestal, Dr.



Pablo Ramírez de Arellano Donoso

(Comisión de Evaluación)

Ingeniero Forestal, Dr.

Directora de Postgrado

Darcy Ríos Leal

Bióloga, Dra.

Decano Facultad de Ciencias Forestales

Manuel Sánchez

Ingeniero Forestal, Dr.

DEDICATORIA



*A Dios por sostenerme y darme
respaldo. A mi esposa por su apoyo, comprensión y entrega. Por ser mi
complemento.*

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Concepción por la beca de arancel 100%. A la dirección de postgrado y la Facultad de Ciencias Forestales por el apoyo económico para la asistencia al XIV congreso Mexicano de recursos forestales en la ciudad de Durango.

Enorme agradecimiento a la Dra. Marcela Bustamante-Sánchez, mi profesora guía, por su apoyo, dedicación, entrega en la realización de mis estudios de postgrado, como también el interés en mi bienestar durante la estadía en este país.

A mi profesor co-guia Dr. Diego Alarcón, por sus consejos, apoyo y orientación durante el desarrollo de esta tesis. Al Dr. Pablo Ramírez, integrante de mi comisión y gestor ante ARAUCO S.A. por sus aportes.

A la compañía BIOFOREST S.A. por intermedio de la empresa INVESFOR LTDA. por el apoyo logístico en las campañas de terreno. A los señores Cristóbal Reyes, Sergio Flores, Víctor Sepúlveda y Franco Rebolledo por su acompañamiento y apoyo en las labores de terreno.

A mi familia por creer en mí y por su incondicional apoyo en la realización de mis estudios. A mi esposa y su familia, quienes fueron parte esencial de este proceso. A mi familia Chilena Héctor, Jackelin y Scarlett quienes nos han brindado su apoyo en este país.

Tabla de Contenido

ÍNDICE DE TABLAS	vi
ÍNDICE DE ILUSTRACIONES	viii
RESUMEN	x
ABSTRACT	xii
INTRODUCCIÓN GENERAL	14
CAPÍTULO I: Reconversion of commercial plantations to native forest vegetation: Approaches and limitations	18
Abstract	18
Implications for Practice	19
Introduction	20
Methods	25
Results	27
Discussion	32
Conclusion	40
Literature Cited	42
Appendix A	50
CAPÍTULO II. Evaluación de la regeneración natural del bosque nativo en plantaciones cosechadas de <i>Pinus radiata</i> D.Don y <i>Eucalyptus globulus</i> Labill. en la cordillera de la costa de las regiones del Bío-Bío y Ñuble	58
Introducción	58
Metodología	62
Resultados	70
Discusión	79
Bibliografía	86
Anexos	92
CONCLUSIONES GENERALES	97
REFERENCIA GENERALES	99

ÍNDICE DE TABLAS

Table 1.1 Articles selected through the literature search, classified by their respective descriptions/categories.....	26
Tabla 2.2. Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la riqueza de especies nativas. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios.	72
Tabla 2.3. Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la riqueza de especies exóticas. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios.....	73
Tabla 2.4 Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre el habito de crecimiento. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios	74
Tabla 2.5 Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre el tipo de dispersión. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios	74

Tabla 2.6 Modelo cero inflado que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre el rasgo tolerancia a la sombra. En el modelo se incorporó la exposición y el sitio como efectos aleatorios.....	75
Tabla 2.7. Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la abundancia de individuos de especies arbóreas nativas. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios.....	76
Tabla 2.8. Modelo cero inflado que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la abundancia de arbustos nativos. En el modelo se incorporó la exposición y el sitio como efectos aleatorios.	77
Tabla 2.9. Modelo cero inflado que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la abundancia de árboles exóticos. En el modelo se incorporó la exposición y el sitio como efectos aleatorios.	78
Tabla 2.10. Modelo cero inflado que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la abundancia de arbustos exóticos. En el modelo se incorporó la exposición y el sitio como efectos aleatorios.	78

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

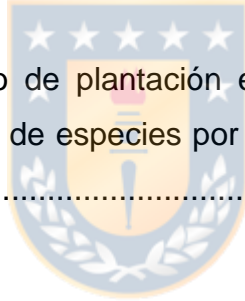
Figura 1. Proceso de reconversión de plantaciones comerciales a bosque nativo	17
Figure 1.1. Geographic distribution of reconversion of commercial forestry plantations studies using natural regeneration as a restoration/rehabilitation approach. Source: our literature search and area of planted forest by world region according to FAO (2020).....	28
Figure 1.2. Percentage of studies identified through the literature search (n = 40) according to the monitoring design of the studies. a) Type of reference used. b) Monitoring design used. See Table 1 for the definition of each type of reference and design.	29
Figure 1.3. Percentages of studies identified through the literature search (n = 40) according to the silvicultural treatment used in the reconversion of the forestry plantations. a) Percentage of studies including one or more than one silvicultural treatment. b) Distribution of silvicultural treatments studied.....	30
Figure 1.4. Percentage of studies identified through the literature search (n = 40) studying plantations that have different numbers of rotations.	30
Figure 1.5. Percentage of studies identified through the literature search (n = 40) indicating the prior use of the land where the plantation was established.....	31
Figure 1.6. Percentage of studies identified through the literature search (n = 40) including variables collected at stand level and at stand and landscape level. .	32

Figura 2.1. Localización del área de estudio en la Cordillera de la Costa en las regiones del Ñuble y Bío-Bío. Los puntos de color naranja indican la ubicación de los sitios de muestreo. 63

Figura 2.2. Ordenación NMDS de la composición de especies presentes en plantaciones en conversión de Pino (P, línea roja) y Eucalipto (E, línea negra) ubicadas en la Cordillera de la Costa de las regiones de Ñuble y el Bío-Bío A) Todas las especies B) Solo especies nativas y C) Solo especies exóticas. 71

Figura 2.3. Efecto del tipo de plantación en conversión sobre la riqueza de especies nativas leñosas (número de especies por m²) observadas en la regeneración natural. 72

Figura 2.4. Efecto del tipo de plantación en conversión sobre la riqueza de especies exóticas (número de especies por m²) observadas en la regeneración natural. 73



RESUMEN

En la reconversión de las plantaciones comerciales a bosque nativo la regeneración natural juega un papel fundamental, ya que ésta permite una mayor similitud al bosque nativo y un menor costo de inversión en comparación a otras intervenciones. La presente tesis tuvo como objetivo: i) realizar una revisión sistemática de la literatura para analizar cinco importantes temas sobre el diseño de las investigaciones de conversión de plantaciones comerciales y ii) evaluar el efecto de dos tipos de plantación sobre la regeneración natural después de la cosecha en la zona centro-sur de Chile.

Para cumplir con el primer objetivo, se revisó la literatura publicada en los últimos 23 años y se analizaron cinco aspectos críticos sobre el diseño de estudios que intentan convertir las plantaciones forestales comerciales a bosques nativos. Estos aspectos de diseño son claves para lograr la recuperación del bosque nativo luego de la remoción de plantaciones forestales. A pesar del cuerpo de investigación, existe una falta de especificidad con respecto al diseño de los estudios. Se evidenció la necesidad de mejorar los diseños de los estudios, separando los efectos de las variables relevantes que afectan la regeneración natural, operando en múltiples escalas espacio-temporales. En general, menos de la mitad de los estudios definieron un ecosistema de referencia, considerando comparaciones temporales (antes-después), y no incluyeron directamente en los factores de diseño el número de rotaciones, los usos previos del suelo y el contexto del paisaje, a pesar del reconocimiento generalizado que estas variables influyen en el potencial para recuperar la biodiversidad y permitir que las especies nativas vuelvan a crecer después de la reconversión.

Para cumplir con el segundo objetivo, se evaluó la regeneración de la vegetación nativa leñosa arbórea y arbustiva en rodales cosechados de 6 sitios por cada tipo

de plantación (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*), y se registró la presencia y abundancia de especies en 360 parcelas de 4m². No se observó un efecto del tipo de plantación sobre riqueza y abundancia total de individuos presentes en la regeneración natural en sitios postcosecha provenientes de plantaciones con una rotación. Por lo tanto, ambos tipos de plantaciones presentan un potencial similar de recuperación del bosque nativo. Se deben aumentar los esfuerzos en el control de las especies exóticas de la plantación (Pino y Eucalipto) y de exóticas invasoras principalmente en las plantaciones de *Eucalyptus globulus*.



ABSTRACT

In the reconversion of commercial plantations to native forest, natural regeneration has a fundamental role because it allows a greater similarity to the native forest and a lower investment cost compared to other interventions. The objectives of this thesis were : i) to carry out a systematic review of the literature to analyze five important issues about the design of commercial plantation conversion research and ii) to evaluate the effect of two types of plantation on natural regeneration after harvest in the south-central zone of Chile.

To accomplish the first goal, the literature published in the last 23 years was reviewed and five critical aspects about design of studies attempt to convert commercial forest plantations to native forests were analyzed. These design aspects are key to achieving the recovery of the native forest after the removal of forest plantations. Although there are several researches about the issue, there is a lack of specificity regarding the study design. It is considered necessary to separate the effects of the relevant variables that affect natural regeneration, operating on multiple spatial -temporal scales, due to the need to improve study designs. In general, less than half of the studies defined a reference ecosystem, considering temporal comparisons (before-after), and did not directly include the number of rotations, previous land uses and landscape context in the design factors, despite the widespread recognition that these variables influence the potential to restore biodiversity and allow native species to regrow after reconversion.

To achieve the second goal, the regeneration of native woody arboreal and shrub vegetation was evaluated in stands harvested from 6 sites for each type of plantation (*Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus*), and the presence and abundance of species were recorded in 360 plots of 4m². An effect of the type of plantation on the richness and total abundance of individuals present in the natural regeneration in postharvest sites from plantations with a rotation was not

observed. Therefore, both types of plantations present a similar potential for the recovery of the native forest. The efforts to control exotic species in the plantation (Pine and Eucalyptus) and invasive alien species, mainly in Eucalyptus globulus plantations, must be increased.

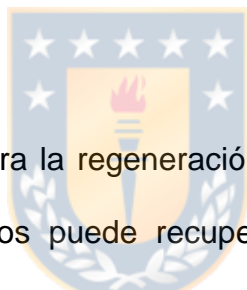


INTRODUCCIÓN GENERAL

El cambio de uso del suelo y la explotación directa de los recursos naturales representa el 50% del impacto mundial en la tierra, lo que ha conllevado a que los ecosistemas naturales se hayan disminuido en un 47% (Díaz et al. 2019). Las alteraciones en los ecosistemas han dado lugar a una disminución en la provisión de servicios como la regulación de la calidad del agua, la conservación del suelo y el mantenimiento de la biodiversidad (Díaz et al. 2019).

La eliminación de la cubierta forestal nativa para el establecimiento de plantaciones comerciales es una forma típica de la modificación de paisajes en zonas tropicales y templadas (Lindenmayer 2010). En el mundo existen 131 millones de hectáreas de plantaciones forestales y están compuestas, principalmente, por especies exóticas. (FAO 2020). Dichas plantaciones en algunos casos se han considerado importantes para el establecimiento de especies nativas (Brockhoff et al. 2003). Sin embargo, también se han identificado efectos negativos de las plantaciones, a través de la simplificación de la estructura y la composición de especies, con importantes repercusiones en el mantenimiento de la biodiversidad regional (Bremer y Farley 2010). Por lo tanto, la reconversión de plantaciones comerciales a bosque nativo es esencial para la conservación de las especies nativas y el mejoramiento en la provisión de servicios ecosistémicos a escala de paisaje.

La elaboración de estrategias de gestión a largo plazo para convertir las plantaciones forestales en bosques nativos requiere investigar y comprender los mecanismos de recuperación de las especies nativas después de las intervenciones forestales destinadas a rehabilitar o restaurar las plantaciones exóticas. Cuando se restaura vegetación nativa a partir de plantaciones forestales, es importante permitir que los procesos de regeneración natural sigan su curso, por razones económicas y de biodiversidad (Uriarte y Chazdon 2016). Los métodos de restauración basados en regeneración natural ofrecen oportunidades de bajo costo para conservar la biodiversidad, además de aumentar la resiliencia (de Rezende et al. 2015) y proveer múltiples bienes y servicios ecosistémicos (Schulz y Schröder 2017)



Existen varias fuentes posibles para la regeneración natural, a través de las cuales la vegetación de los bosques talados puede recuperarse: individuos de regeneración avanzada que sobreviven o rebrotan después de la perturbación; plántulas del banco de semillas y plántulas que germinan por la lluvia de semillas después de la perturbación (Bormann y Likens 1979; Smith 1986; Figura 1a). La cantidad y calidad (i.e. la abundancia y composición) de la vegetación después de la tala de una plantación dependen, entre otros factores, del uso anterior del suelo (Ito et al. 2003), el número de rotaciones (Zhou et al. 2020), el método de conversión (Kremer et al. 2021), la especie comercial plantada (Kasel et al. 2015) y las características propias del paisaje tales como el tamaño y la distancia del parche más cercano (Hirata et al. 2011; Figura 1b).

Planteamiento del problema y temas abordados en esta tesis.

Chile cuenta con alrededor de 2.3 millones de hectáreas de plantaciones comerciales, principalmente *Pinus radiata* (58%) y *Eucalyptus sp* (38%) (INFOR 2019). Muchas de estas plantaciones fueron establecidas mediante la tala de bosques y matorrales nativos. Se estima que entre 273,844 a 442,878 hectáreas, de estas dos coberturas, fueron sustituidas entre los años 1986 y 2011 entre la región de Valparaíso y Los Lagos, especialmente en la parte costera de la zona centro-sur del país (Heilmayr et al. 2016). Como parte de los requerimientos de certificación forestal, tales como FSC y PEFC, las compañías forestales se han comprometido a la restauración de 30.000 hectáreas de bosques y matorrales nativos que han sido sustituidos por plantaciones comerciales desde el año 1994 (Forestal Mininco S.A. 2017; Forestal Arauco S.A. 2018). Sin embargo, existe muy poca evidencia documentada que identifique cuál es la mejor estrategia para la reconversión de plantaciones a bosques nativos en este país.

El capítulo 1 de la presente tesis tiene como objetivo evidenciar los avances a nivel mundial de la investigación en la conversión de plantaciones comerciales a bosques nativos. Para ello se realizó una búsqueda sistemática de la literatura en dos bases de datos (WoS, Scopus) y se colectó información de cinco variables asociadas al diseño de los estudios, relevantes para la restauración ecológica: 1) el diseño del monitoreo de las actividades de restauración, 2) el método de reconversión utilizado, 3) el número de rotaciones de la plantación a convertir, 4) el uso previo de la tierra de la plantación y 5) el contexto del paisaje (Figura 1b).

El capítulo 2 tiene como objetivo evaluar si un aspecto clave, como la identidad de la especie plantada, puede afectar la regeneración natural del bosque nativo después de la cosecha de la plantación (Figura 1c). Para esto se comparó la regeneración de especies nativas (i.e. riqueza y abundancia de especies) en dos tipos de plantaciones cosechadas (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*) en la cordillera de la costa de la región del Bío-Bío.

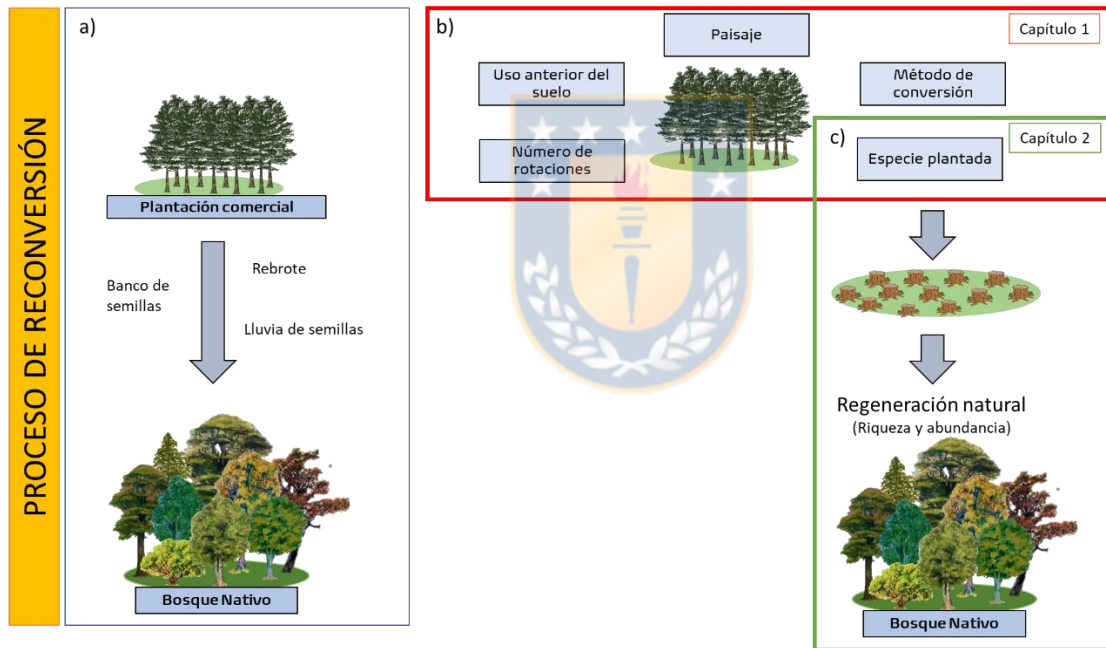


Figura 1. Proceso de reconversión de plantaciones comerciales a bosque nativo. a) Posibles fuentes de propágulos para la regeneración natural de la vegetación nativa después de la tala. b) Variables relevantes para la restauración ecológica de plantaciones comerciales usando a la regeneración natural como método de recuperación. El recuadro rojo indica los temas abordados en el capítulo 1 de esta tesis. c) Efecto del tipo de especie plantada en la regeneración natural de la vegetación nativa. El recuadro verde indica los temas abordados en el capítulo 2 de esta tesis

CAPÍTULO I: RECONVERSION OF COMMERCIAL PLANTATIONS TO NATIVE FOREST VEGETATION: APPROACHES AND LIMITATIONS

Abstract

Plantations of exotic tree species have increased globally in the last three decades. To reduce biodiversity loss from these areas, it seems critical to identify strategies for restoring natural vegetation in these forest plantations. Integrating natural regeneration processes into land re-conversion strategies is both ecologically and economically relevant, because it will make management less intensive, more cost-effective, and will turn plantations into sites more similar to the reference or original, unmodified forests. We reviewed the literature published in the last 23 years to analyze five critical issues regarding the design of research studies attempting reconversion of commercial forest plantations to natural forests. These issues are key to achieving the regrowth of native forests after the removal of forest plantations. For each study, we reviewed the study design, the monitoring of restoration activities, the reconversion method, the previous rotation events, the prior land use, and current landscape context. Of the 40 publications identified in the literature search, less than half defined a target (reference system) for temporal (before-after) comparisons. Most studies examined only one silvicultural treatment. In general, studies did not include information about the number of rotations, prior land uses, and landscape context as factors of analysis, despite widespread recognition that these variables influence the potential for recovering biodiversity and

allowing native species to grow back following reconversion. We found a need to improve study designs, separating the effects of relevant variables that affect natural regeneration, operating at multiple spatiotemporal scales.

Keywords: Colonizing woody species, Monitoring of restoration, Natural regeneration, Natural forests, Prediction of forest recovery, Restoration ecology.

Implications for Practice

To better inform managers during the process of reconversion of forest plantations to native forests and assist with the restoration of biodiversity, we propose that future studies should address three critical knowledge gaps:

- 1) The interest in reconverting exotic plantations to native ecosystems should be focused in regions where planted forests are expanding, where planted forests are more vulnerable to climate change, where plantations are threatening the conservation of riparian environments and freshwater ecosystems, and where they threaten conservation-priority sites or declining native ecosystems.
- 2) A proper field experimental design should evaluate positive (reference ecosystems) and negative (unharvested plantation forest) as reference control sites, combined with temporal (before-after) comparisons, for assessing restoration success.

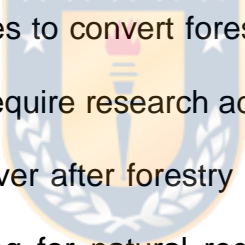
- 3) Research on the reconversion of forest plantations should address the effects of different silvicultural treatments, number of rotations, prior land use, and landscape context to accurately assess the recovery of the original native forest through natural regeneration.

Introduction

Deforestation and land-use change are the primary drivers of biodiversity decline from forested regions (Díaz et al. 2019). Highly productive, fast-growing timber plantations have been declared as a solution to the present need to capture atmospheric carbon, hence reducing the pressure on natural forests, and providing at the same time secondary habitat for biodiversity (Carnus et al. 2006; Brockhoff et al. 2003). However, the replacement of natural forests by timber plantations has been controversial, because of pervasive negative impacts, such as the expansion of biological deserts, i.e., plantations supporting low native biodiversity, exotic species invasions, and significant carbon losses (Barlow et al. 2007; Cifuentes-Croquevielle et al. 2020). As industrial plantations have increased globally in the last decades, reaching 49.7 million hectares (FAO 2020), it has become a key challenge to identify strategies for reconverting forest plantations to native forests and restoring biodiversity in many regions.

In the recent decades, efforts towards restoring large areas of industrial tree plantations to native forest are increasing globally. Such initiatives seek to recover local species

richness in extensive areas of native or non-native commercial plantations. Examples are known from tropical wet forests of Southern Asia (Ashton et al. 2014, Yamagawa et al. 2010), European temperate deciduous forests (Spracklen et al. 2013; Atkinson et al. 2015; Jonášová et al. 2006), coastal heathlands in the United Kingdom (Sturgess & Atkinson 1993), and pine savannas in United States (Hu et al. 2012). For instance, because of the increased recognition of native woodland values, Britain is implementing a national plan to add native cover to non-native plantations (Harmer et al. 2010). In Chile, large forest landowners started to restore natural forest communities as a requirement to keep international environmental certification (Cubbage et al. 2010).



Well-developed, long-term strategies to convert forest plantations back to native forests are still few. These strategies will require research advances to unravel the mechanisms favoring recovery of native tree cover after forestry interventions. Restoring native tree cover in forest plantations, allowing for natural regeneration processes to keep their course after the abandonment, is important for economics and biodiversity recovering issues (Uriarte & Chazdon 2016). In practical terms, natural regeneration is a suitable approach that works better than active restoration because it allows greater similarity of experimental sites with the reference ecosystems (Crouzeilles et al. 2017). Moreover, natural regeneration is an essential process leading to large scale forest restoration efforts (Chazdon & Guariguata 2016).

In ecological restoration research, a proper experimental design and monitoring of restoration in the field are essential to obtain reliable information on restoration progress

(Prach et al. 2019). In this review of the literature on forest reconversion, we evaluated the inclusion of the following *five critical elements of research design* we recognize as relevant to facilitating the natural regrowth of native vegetation in the understory of current forest plantations after the removal of the canopy trees.

1) *Design for monitoring restoration activities.* Monitoring the effects of restoration and management activities is a key element to decide how best to restore biodiversity (Osenberg et al. 2006). Several different designs can be used. Christie et al. (2019) demonstrated that designs including Before–After Control–Impact (BACI) and Randomized Controlled Trials (RCT) are far more effective than Before–After (BA), Control–Impact (CI), and After (A) designs. An appropriate sampling protocol should compare reference sites (or positive references), with the areas undergoing restoration (impact areas), and with still-degraded sites that will not be restored (control areas or negative references). This approach is useful to assess whether a managed site will recover towards some specified target (reference site) or if a restored site will move away from the control condition.

2) *Reconversion method.* Logging and removal of logged trees could directly affect the diversity and composition of the understory vegetation after reconversion because of damage to the extant vegetation and loss of reproductive material (Roberts & Zhu, 2002; Godefroid et al. 2005), and indirectly through soil disturbance and changes in microclimate, light conditions, soil chemistry and hydrology (Heinrichs & Schmidt 2009). Depending on the reconversion method chosen (e.g., clearcutting vs gradual thinning) to

open the canopy and promote colonization by native tree species, disturbance to the pre-existing understory can vary in spatial extent, timing, and magnitude of disturbance. Such impacts will favor colonization by trees with different life-history strategies and growth forms, which may result in differences in species diversity and assemblage composition (Denslow 1980; Halpern 1989).

3) *Number of rotations*. Rotation length and a series of successive short rotations can have profound impacts on understory vegetation and soil. This regime may involve intensive forest management, including clearcutting, whole tree harvesting, mechanical site preparation, fertilization, and herbicide application (Wen et al. 2010; Zhou et al. 2018). Intensive management leads to severe disturbances to understory vegetation and soil quality (Zhang et al. 2015), lower understory plant species diversity (Wen et al. 2010; Zhou et al. 2017), and higher risk of exotic species invasions (Jin et al. 2015; Zhou et al. 2018). Consequently, intensive plantation management will ultimately affect the potential to maintain biodiversity and allow native species to regenerate after reconversion (Igarashi et al. 2016).

4) *Prior land use*. Previous land use can influence the availability of biotic and abiotic resources present in the plantations under reconversion. For instance, the availability of propagules or seed banks and the physical and chemical structure of the soil. Plantations having native forest as previous land use will exhibit a faster recovery of its native vegetation once the plantation is terminated (Lemenih et al. 2004; Yamagawa et al. 2008).

5) *Landscape context*. There is good evidence that a successful restoration program, based on natural regeneration, depends largely on the landscape context, especially the amount of contiguous native forest habitat up to 10 km around a disturbed site (Crouzeilles et al. 2016) as well as the proportion of urban area in the vicinity (Crouzeilles et al. 2020). Thus, landscape characteristics are important for restoration outcomes and should be incorporated in restoration plans and programs (Leite et al. 2013).

To date, there are no reviews of studies and outcomes of the reconversion of forest plantations using the natural regeneration approach. Examining past studies about the research design will allow managers and researchers to identify gaps in knowledge for specific forest ecosystem types worldwide. In addition, analysis of the preferred used methodologies may inform the design and development of future trials. Toward these ends, we present here a comprehensive review of published studies on the reconversion of forest plantations based on natural regeneration. Our goals were to: (1) determine the number of studies by biome, continent, and forest type, (2) assess to what extent studies have integrated the key research design considerations (see above) relevant to facilitating the natural regrowth of native forest vegetation, (3) discuss how these studies may provide guidance to the international forest restoration community.

Methods

To access the relevant literature, we performed a literature search in the scientific databases ISI Web of Knowledge and Scopus, using the terms and combinations listed in the Table S1 (Appendix A), without restriction of year (until August 2019). We limited the search to published scientific articles (avoiding grey literature, e.g., technical reports). We reviewed titles, abstracts, and keywords of each article to determine its suitability for inclusion according to the following criteria: 1) studies of the reconversion of commercial plantations to native forests, 2) studies using natural regeneration as a restoration or rehabilitation method during the reconversion process, and 3) studies evaluating different reconversion methods (e.g., clearcutting, gradual thinning, etc.). Studies evaluating the rates of recovery after natural disturbances (e.g., windfalls, fires) were not considered.

In this search, 19 articles were found (Fig. S1 Appendix A). To increase the number of publications considered, we did two additional and subsequent searches: 1) searched the literature cited in each of the 19 articles found and selected all the new papers that fulfilled the eligibility criteria (number of studies found in the literature cited, $n = 9$); and 2) searched studies citing the 19 articles found and selected all new papers that fulfilled the eligibility criteria (number of studies citing the articles, $n = 12$). Thus, additional case studies (21 articles) were included in the review. The final analysis comprised 40 articles from 16 countries in 5 continents (Fig. S1 Appendix A).

From each selected article, we extracted information about five critical elements we recognize as relevant for research design and ecological restoration: 1) monitoring of management activities, 2) reconversion method used, 3) number of rotations prior to reconversion, 4) previous land use, and 5) present landscape context. The selected articles were classified according to the criteria listed in Table 1, including general information about the date of publication and the assessment of methods used.

Table 1.1 Articles selected through the literature search, classified by their respective descriptions/categories.

Parameters used for analysis		Description/Categories
General information	Publication year	
	Journal	
	Authors	
	Title	
	Continent	Africa; Asia; Oceania; Europe; North America; Central/South America
Location	Country	
	Biome	Biome classification following Archibold (1995)
Study design	Design	After analysis (<i>A designs</i> , development of parameters measured only after restoration); Before/After analysis (<i>BA designs</i> , parameters compared before and after restoration); Before–After Control-Impact (<i>BACI designs</i> , the addition of control sites to BA designs results in BACI designs where the average difference between control and impact sites is compared before and after an impact); Control-Impact (<i>CI designs</i> , compare non-randomly allocated control and impact sites after the impact); Randomized Controlled Trials (<i>RCT designs</i> , random allocation of sites to control and impact groups).
	Type of reference ecosystem	Positive (pristine or desired forest ecosystem); Negative (degraded system, still-degraded sites similar to impact areas but which will not be restored or the intact plantation before restoration); Both types.
Reconversion method		Type of silvicultural interventions aimed at rehabilitating/restoring the plantations:

	Thinning dense stands; Gradual thinning; Creating gaps of various sizes; Clearcutting; Strip-cutting; Others.
Identity	Identity of the species initially planted in the commercial plantation.
Number of rotations	The number of rotations.
Prior land use	Native, Modified, Do not specify.
Landscape context	Scale of analysis: Stand, landscape, both

Results

The database analyzed included 40 studies, spanning 18 journals, published between 1996 and 2019, with 60% of them published in the last decade (Appendix A, Fig. S2). Nearly half of these articles (45%) were published in only two journals: *Forest Ecology and Management*, and *Journal of Forest Research* (Table S2 Appendix A).

The highest number of assessments were conducted in temperate forest ecosystems (57% of the articles). Tropical and Mediterranean environments accounted for 35% and 8% of the articles, respectively. Studies encompassed 16 countries. There were more reconversion assessments of commercial forest plantations conducted in Asia and Africa (28 and 26%, respectively) (Fig. 1.1). From Asian and African studies, Japan and Uganda concentrated 53% of the publications. North America and Oceania had the fewest assessments (5% respectively).

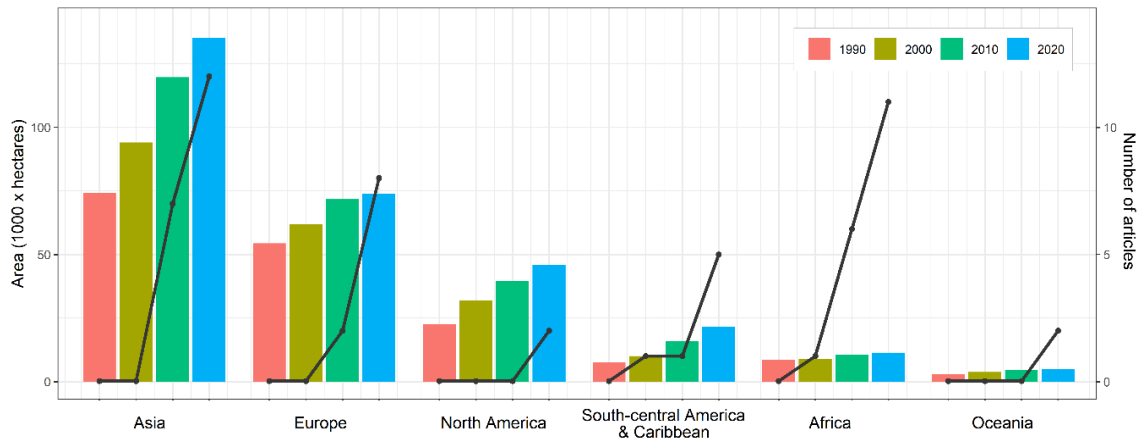


Figure 1.1. Geographic distribution of reconversion of commercial forestry plantations studies using natural regeneration as a restoration/rehabilitation approach. Source: our literature search and area of planted forest by world region according to FAO (2020).



Analysis of the five elements of research design relevant to restoration

Monitoring design

All the studies included some form of reference or control site for comparison, 67% used only negative references representative of the degraded state pre-restoration, and 20% used positive targets or pre-disturbance references. Only 13% of the experiments used both types of references states (Fig. 1.2a). Most studies had a Control-Impact design (60%), whereas 25% had an After design, 8% had a Before After Control Impact design, and 7% had a Before-After designs (Fig. 1.2b).

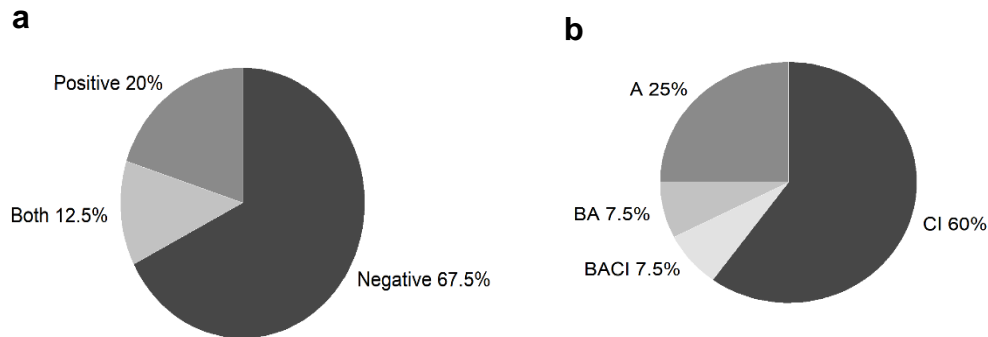


Figure 1-2. Percentage of studies identified through the literature search (n = 40) according to the monitoring design of the studies. a) Type of reference used. b) Monitoring design used. See Table 1 for the definition of each type of reference and design.

Reconversion method

Only 23% of the studies compared more than one silvicultural treatment (Fig. 1.3a). The most common reconversion method was clearcutting of the original plantation, accounting for 71% of the studies. Thinning, gradual thinning, strip clearcutting, and gaps of different sizes represented in combination 30% of the studies (Fig. 1.3b).

Number of rotations

None of the studies cited the number of rotations prior to reconversion as a factor in the study design. Half of the studies examined the reconversion of plantations after a single rotation. A high percentage of the studies did not indicate the number of rotations that the plantations had undergone prior to reconversion (45%), and a low percentage of the articles studied second rotation plantations (Fig. 1.4). Only one study examined plantations after one and two rotations in the same study, but did not compare between them (Fig. 1.4).

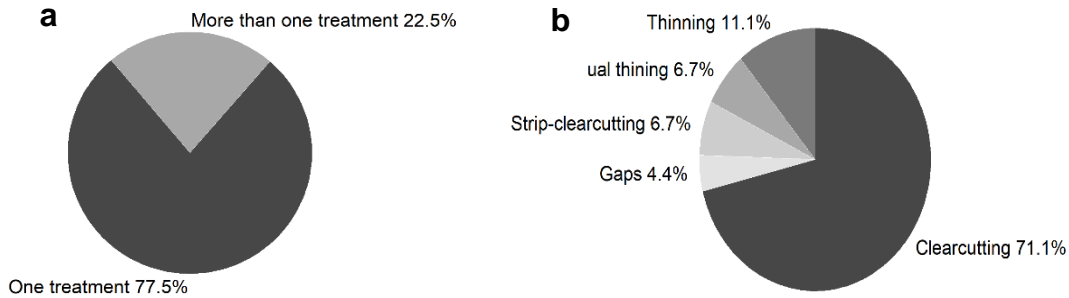


Figure 1.3. Percentages of studies identified through the literature search (n = 40) according to the silvicultural treatment used in the reconversion of the forestry plantations. a) Percentage of studies including one or more than one silvicultural treatment. b) Distribution of silvicultural treatments studied.

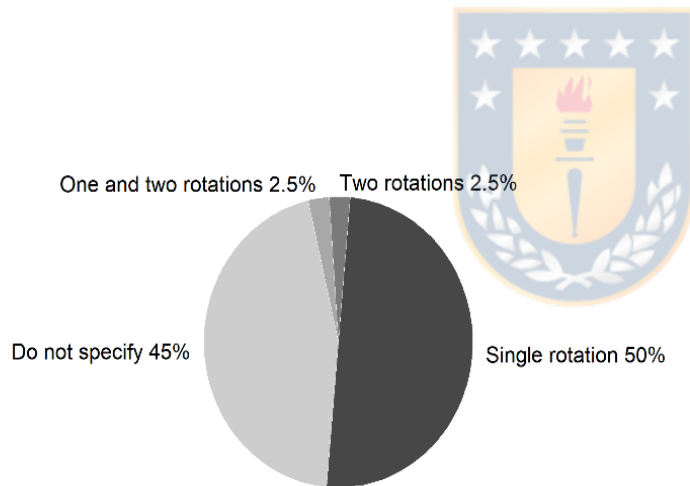


Figure 1.4. Percentage of studies identified through the literature search (n = 40) studying plantations that have different numbers of rotations.

Prior land use

Only 5% of the reconversion studies considered prior land uses of the plantation site as a factor in the analysis. Most studies were carried out in plantations established on sites previously subjected to non-native land-use (46%). Previous land uses were mainly

grasslands or farming. Reconversion experiments were often conducted in areas where the previous land cover was native forest (27%), and another 27% did not specify the previous land cover (Fig. 1.5).

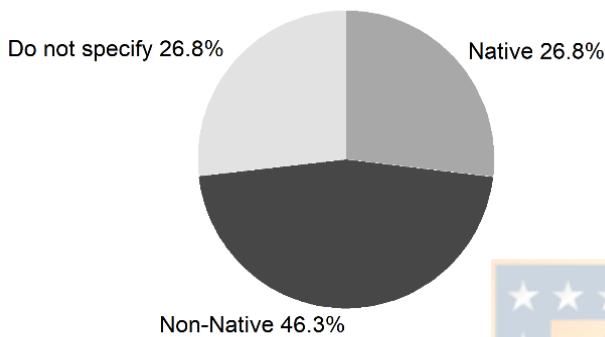


Figure 1.5. Percentage of studies identified through the literature search (n = 40) indicating the prior use of the land where the plantation was established.

Landscape context

Most studies (87% of the articles) only collected data at the stand level, and a small percentage explicitly considered the role of landscape context (Fig. 1.6), and the single most common variable included in landscape-level studies was the distance from intact forests.

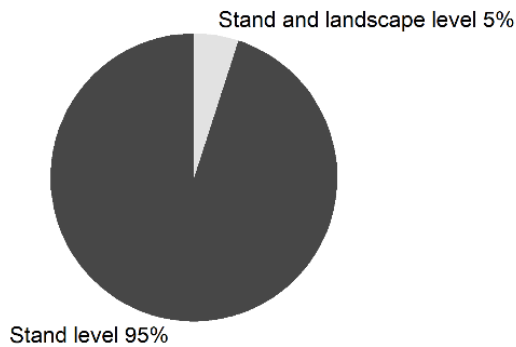


Figure 1.6. Percentage of studies identified through the literature search (n = 40) including variables collected at stand level and at stand and landscape level.

Discussion

This global review is, to our knowledge, the first one that uses information about the reconversion of industrial forest plantations by means of natural regeneration. Of the 40 publications identified in our literature review, less than half of them used a target reference community (positive reference) for comparison, in combination with temporal (before-after) comparisons. Most studies considered only one silvicultural treatment, and did not include the number of rotations, prior land use, and landscape context as factors in the analysis despite the widespread recognition that these variables greatly influence the recovery process (Wen et al. 2010; Yamagawa et al. 2008; Crouzeilles et al. 2016).

Geographic comparisons

The number of studies of reconversion experiences doubled during the last decade (Fig. S2, Appendix A). We show here that empirical research on the reconversion of forest plantations covers a broad diversity of countries and ecosystem types (Fig. S3, Appendix A), which suggests that site-based knowledge of the reconversion process is being generated. However, the geographical distribution of the experiences is heavily skewed towards Asia and Africa (Fig. 1.1), mainly because of studies conducted in Japan and Uganda, but studies in those two countries were restricted to two geographic locations (Kyushu, Japan, and Kibale National Park, Uganda). Therefore, experiences are geographically restricted.



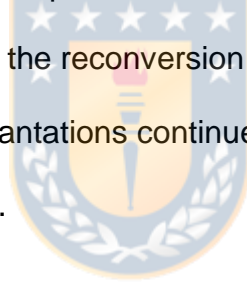
East Asia and Europe had the largest areas of planted forests, followed by North America and southern and southeast Asia (Payn et al. 2015). In 2015, between 18% and 19% of the planted forests comprised mainly exotic or introduced species (Payn et al. 2015), but in 2020, 44% of forest plantations were dominated by non-native species (FAO 2020). When considering the regional distribution, South America (98%), Oceania (78%), Europe (78%), and Africa (70%) resulted as the regions where non-native tree plantations dominate. In contrast, North America and Asia showed 4% and 32% of the area planted with non-native species (FAO 2020). The regional trends in the number of publications dealing with reconversion found in this literature review correlated negatively with the area planted with exotic species in each region. South America and Oceania had the lowest number of publications in our search (Fig. 1.1), but had the highest share of exotic tree plantations (FAO 2020). An exception is Africa, where the number of articles found in this

literature review followed the high share of plantations of non-native species in that region. The exotic species used in forest plantations in Africa were *Pinus patula*, *Pinus caribaea*, and *Cupressus lusitanica*. Thus, we learned that research on the reconversion of forest plantations has not been focused on areas where reconversion could potentially be needed, given the proliferation of plantations with exotic species. In contrast, articles in Asia looked at the reconversion of plantations dominated by native trees (*Chamaecyparis obtusa*, *Cryptomeria japonica*, *Pinus tabuliformis*), concordantly with the high share of native forest plantations (68%).

Considering forest biomes, Mediterranean type forests were highly underrepresented, with a low number of empirical studies addressing the reconversion of plantations by means of natural regeneration (8% of the articles). Mediterranean forests have been exposed to increased fire risks during the last years, associated mainly with vast homogeneous areas of high-density industrial plantations (Gómez-González et al. 2018, Gómez-González et al. 2019). Homogenization of land cover due to the expansion of fast-growing, and high-density commercial plantations could have serious negative externalities, including increased fire risks, damage to soils, and large losses of biodiversity. Plantations are established over large continuous tracts of the landscape may favor the propagation of massive and severe wildfires (McWethy et al. 2018; Moreira et al. 2011). The environmental and socio-economic impacts of wildfires might increase in the next decades because of higher fuel accumulation from commercial forestry and land abandonment accompanied by an upward trend in drought (Moritz et al. 2012).

Consequently, threatening people, properties, biodiversity, and the sustainability of the forestry business itself (Brockerhoff et al. 2008).

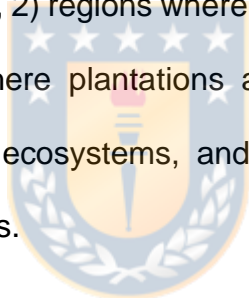
Given the large and ubiquitous landscape cover associated with these novel, non-native plantations, which has increased globally at a rapid rate in the last decades (e.g., China, Brazil, Chile, Thailand , FAO 2020), it appears necessary, from a point of view of biodiversity losses, that a proportion of the plantation areas should be reconverted to natural or semi-natural forest in the coming years. This will allow us to re-shape the species composition and recover forest ecosystem services at the landscape scale, at the same time reducing fuel loads in anticipation of a warmer future (Gómez-Gonzalez et al. 2017). Empirical studies examining the reconversion of forest plantations should become a priority in regions where exotic plantations continue to expand, such as South America and Mediterranean-climate regions.



Planted forests are also highly vulnerable to climate change (Ming et al. 2019). During last decades, the risks and impacts from direct climatic events such as storms and droughts are combined with indirect effects from fire, pests, and diseases, or the spread of invasive species (Wingfield 2003; Wingfield et al. 2010; Sturrock et al., 2011). The consequences for the provision of timber and other wood products are projected to vary between regions and products. Decreased timber production from planted forests is expected in already dry forest regions where increasing water deficit is expected, such as the south-western parts of Europe, USA, or Africa (Payn et al. 2015; Maracchi et al. 2005). Extreme droughts will also decrease yields in other areas, not water-limited today (Pawson et al. 2013).

Under future climate projections, a range of climate change-related factors (extreme climatic events and disturbances, changes in precipitation regimes, increased temperatures) will continue to exacerbate the arrival and spread of pests, disease vectors, and pathogens, which negatively impact production systems such as planted forests, especially with non-native species that cannot accommodate to local climate changes (Robinet & Roques 2010). Thus, interest in the reconversion of broadly distributed exotic plantations to native or semi-natural forests could increase in the following years.

We propose that more reconversion studies should be focused on: 1) regions where exotic tree plantations are now expanding, 2) regions where planted forests are more vulnerable to climate change, 3) regions where plantations are occupying conservation-priority habitats, rare or declining native ecosystems, and 4) regions where plantations are encroaching freshwater ecosystems.



Redesigning research studies about reconversion of commercial forest plantations

A growing body of literature examines the reconversion of commercial forest plantations using a natural regeneration approach. Despite this body of research, a lack of specificity regarding the design of the studies hinders the application of this research to make generalizations and provide management guidelines to all practitioners about the best methods to reconvert forest plantations. There is a need for better designs to identify the major variables affecting natural regeneration at multiple spatiotemporal scales. These designs must i) use adequate controls and references to evaluate restoration success, ii)

inform restoration practitioners about the choice of best silvicultural treatments to restore biodiversity in plantations, and iii) control by potential confounding effects. However, we identified limitations associated with each of these topics just mentioned.

As in previous reviews, we found that less than half of the surveyed literature used a target reference site (positive reference) for comparison, although a significant proportion of papers used a negative reference or control site with no treatment (Wortley et al. 2013). Additionally, most papers used Control-Impact designs (CI), and comparisons of different silvicultural treatments in combination with temporal (before–after) states were scarce (Heinrichs & Schmidt 2009). The SER Standards for the practice of ecological restoration emphasize that using a reference model is critical for achieving restoration success because it provides a clear depiction of the target of the restoration project and a point of comparison to evaluate progress (Gann et al. 2019). Thus, the monitoring design needs to include both positive and negative references to assess the success of restoration activities (Wortley et al. 2013, Prach et al. 2019).

Clearcutting was the most frequent silvicultural treatment used to evaluate the effect of reconversion on natural regeneration (Fig. 1.3b). Furthermore, few studies directly compared different silvicultural treatments, making it impossible to select the most appropriate method for the conversion process. The succession process after clear-felling is influenced by the severity and spatial and temporal variation of the disturbance caused by harvesting (Halpern 1989). Thus, silvicultural treatments that include a gradient of disturbances produced by the different harvesting methods should be considered in the

same study. Only this kind of design can assist managers and guide the selection of appropriate interventions. Additionally, it is essential referring the treatments to the natural vegetation dynamic of the target forest (Franklin et al. 2002; Kint et al. 2006). Understanding the natural vegetation dynamics of the target forest can make it possible to propose recommendations on the scale, intensity, and frequency of the management interventions. Moreover, the same combination of experimental treatments must be installed at different sites and landscape contexts, which will make it possible to assess different factors influencing the conversion process.

In the literature review, the number of rotations in the original plantation was not analyzed, and most studies were carried out in plantations under a single rotation. In sites where the previous land cover was a native forest, more than one rotation may be counterproductive, since larger number of rotations reduces species richness and changes species composition due to associated disturbances after each rotation (Takafumi & Hiura, 2009; Wen et al. 2010; Igarashi et al. 2016; Zhou et al. 2020). In this case, the rapid removal of the plantation can enhance native species richness, especially trees of interest for restoration (Alday et al. 2017). On the other hand, several studies have proposed that forest plantations could facilitate native vegetation in degraded sites by improving microclimate and structural complexity (Zhuang 1997; Yirdaw 2001; Suzuki & Olson 2008). Exotic plantations may accelerate the restoration of degraded sites by favoring tree colonization and reducing competition from light-demanding herbaceous species (Boothroyd-Roberts et al. 2013). This effect may be more critical in forest plantations established after intense soil degradation, where it is probably necessary to start with

more than one rotation so that the plantation may improve environmental conditions for a consequent establishment of native vegetation. Therefore, we recommend that future studies incorporate the number of rotations as an experimental factor, mainly in sites where the plantation was established in degraded sites.

Most reviewed studies (95%) did not assess previous land cover as an influencing factor. However, prior land use may exert strong influences on the understory vegetation present in the plantations (Ito et al. 2003, 2004). For instance, plantations established after farmland or pasture often lack woodland species in the understory (Ito et al. 2004). Only two studies analyzed whether previous land use or land cover affected postharvest natural regeneration (Yamagawa et al. 2006; Spracklen et al. 2013). It was concluded in both studies that the land cover had a significant effect on forest recovery, as the sites that previously had native forests showed greater abundance and richness of native species compared to other land uses. Most of the plantations in the reviewed articles were established on degraded soils, mainly due to human exploitation such as grasslands and farmlands, and about one third did not specify the previous land use or land cover. To avoid confounding effects, previous land use must be included as an influencing factor in the design of studies evaluating recovery in reconverted plantations.

Most of the studies found in this review did not consider the landscape context as a driver of successional pathways (Arroyo-Rodríguez et al. 2015) during the reversion process, and mainly did evaluations on a local scale. This is worrying because previous studies have recognized the role played by landscape configuration on key processes

(e.g., seed dispersal) and patterns (e.g., species availability) for secondary succession (Pickett et al., 1987; Meiners et al., 2015. Arroyo-Rodríguez et al. 2015). Moreover, several studies have advocated that researchers and restoration managers should combine landscape and local-scale approaches when planning restoration actions (Leite et al. 2013,), and empirical evidence has been collected demonstrating that biodiversity recovery in naturally regenerating forest at the landscape scale is directly associated with surrounding land use and forest cover, mediated by several indirect socio-environmental associations (Van der Wou et al. 2011, Fuentes-Castillo et al. 2012, Crouzeilles et al. 2017, Altamirano et al. 2019, Crouzeilles et al. 2020). Thus, natural regeneration in reconverted plantations should be evaluated at both stand and landscape levels.



Conclusion

In order to better inform plantation managers and assist them with silvicultural decisions to restore biodiversity, future studies should address three critical knowledge gaps:

- 1) The interest in reconvertng exotic plantations to native ecosystems should be focused in regions where planted forests are expanding, where planted forest are more vulnerable to climate change, where plantations are threatening the conservation of riparian and freshwater ecosystems, and where they threaten conservation-priority sites or declining native ecosystems.

- 2) A proper field experimental design should evaluate positive (reference ecosystems) and negative (unharvested plantation forest) as reference control sites, combined with temporal (before-after) comparisons, for assessing restoration success.
- 3) Research on the reconversion of forest plantations should address the effects of different silvicultural treatments, number of rotations, prior land use, and landscape context to accurately assess the recovery of the original native forest through natural regeneration.



Literature Cited

Alday JG, Etxeberria E, Ametzaga I (2017) Conversion of *Pinus radiata* plantations to native forest after harvest operations: a north Iberian Peninsula case study. *European Journal of Forest Research* 136: 801–810

Altamirano A, Miranda A, Meli P, Dehennin J, Muys B, Prado M, et al. (2019) Spatial congruence among indicators of recovery completeness in a Mediterranean forest landscape: Implications for planning large-scale restoration. *Ecological Indicators* 102: 752–759

Archibold OW (1995) *Ecology of world vegetation*. Chapman & Hall, London, UK.

Arroyo-Rodriguez V, Melo FP, Martinez-Ramos M, Bongers F, Chazdon RL, Meave JA, et al. (2015) Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 92: 326–340

Ashton MS, Gunatilleke CVS, Gunatilleke IAUN, Singhakumara BMP, Gamage S, Shibayama T, Tomimura C (2014) Restoration of rain forest beneath pine plantations: A relay floristic model with special application to tropical South Asia. *Forest Ecology and Management* 329: 351–359

Atkinson B, Bailey S, Vaughan IP, Memmott J (2015) A comparison of clearfelling and gradual thinning of plantations for the restoration of insect herbivores and woodland plants. *Journal of Applied Ecology* 52: 1538–1546

Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Ávila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, et al. (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 18555 LP – 18560

Boothroyd-Roberts K, Gagnon D, Truax B (2013) Can hybrid poplar plantations accelerate the restoration of forest understory attributes on abandoned fields? *Forest Ecology and Management* 287: 77–89

Brockerhoff EG, Ecroyd CE, Leckie AC, Kimberley MO (2003) Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 185: 307–326

Brockerhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Quine CP, Sayer J (2008) Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925–951

Carnus JM, Parrotta J, Brockerhoff E, Arbez M, Jactel H, Kremer A, et al. (2006) Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry* 104: 65–77

Chazdon RL, Guariguata MR (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48: 716–730

Christie AP, Amano T, Martin PA, Shackelford GE, Simmons BI, Sutherland WJ (2019) Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal of Applied Ecology* 56: 2742–2754

Cifuentes-Croquevielle C, Stanton DE, Armesto JJ (2020) Soil invertebrate diversity loss and functional changes in temperate forest soils replaced by exotic pine plantations. *Scientific Reports* 10: 7762

Crouzeilles R, Curran M (2016) Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology* 53: 440–448

Crouzeilles R, Ferreira MS, Chazdon RL, Lindenmayer DB, Sansevero JBB, Monteiro L, et al. (2017) Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances* 3: e1701345

Crouzeilles R, Maurenza D, Prieto PV, Barros FSM, Jakovac C, Ferreira MS, et al. (2020) Associations between socio-environmental factors and landscape-scale biodiversity recovery in naturally regenerating tropical and subtropical forests. *Conservation Letters* 2020: e12768

Cubbage F, Diaz D, Yapura P, Dube F (2010) Impacts of forest management certification in Argentina and Chile. *Forest Policy and Economics* 12: 497–504

Denslow JS (1980). Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia* 46:18–21

Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Agard J, Arneth A, et al. (2019) Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366: 6471

FAO (2020) Global forests resource assessment 2020: Main report. Rome

Franklin JF, Spies TA, Pelt RV, Carey AB, Thornburgh DA, Berg DR, et al. (2002) Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423

Fuentes-Castillo T, Miranda A, Rivera-Hutinel A, Smith-Ramirez C, Holmgren M (2012) Nucleated regeneration of semiarid sclerophyllous forests close to remnant vegetation. *Forest Ecology And Management* 274: 38–47

Gann GD, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson CR, Jonson J, et al. (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27: S1–S46

Godefroid S, Rucquoij S, Koedam N (2005) To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management* 210: 39–53

Gómez-González S, Paula S, Cavieres LA, Pausas JG (2017) Postfire responses of the woody flora of Central Chile: insights from a germination experiment. *PLoS One* 12; p. e0180661

Gómez-González S, Ojeda F, Fernandes PM (2018) Portugal and Chile: Longing for sustainable forestry while rising from the ashes. *Environmental Science & Policy* 81: 104–107

Gómez-González S, González ME, Paula S, Díaz-Hormazábal I, Lara A, Delgado-Baquerizo M (2019) Temperature and agriculture are largely associated with fire activity in Central Chile across different temporal periods. *Forest Ecology and Management* 433: 535–543

Halpern CB (1989) Early Successional Patterns of Forest Species: Interactions of Life History Traits and Disturbance. *Ecology* 70: 704–720

Harmer R, Kerr G, Thompson R (2010) *Managing Native Broadleaved Woodland*. The Stationary Office, Edinburgh

Heinrichs S, Schmidt W (2009) Short-term effects of selection and clear cutting on the shrub and herb layer vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce stands into mixed stands. *Forest Ecology and Management* 258: 667–678

Hu H, Wang GG, Walke JL, Knapp BO (2012) Silvicultural treatments for converting loblolly pine to longleaf pine dominance: Effects on planted longleaf pine seedlings. *Forest Ecology and Management* 276:209–216

Igarashi T, Masaki T, Nagaike T, Tanaka H (2016) Species richness of the understory woody vegetation in Japanese cedar plantations declines with increasing number of rotations. *Journal of Forest Research* 21: 291–299

Ito S, Nakagawa M, Buckley GP, Nogami K (2003) Species richness in sugi (*Cryptomeria japonica* D. DON) plantations in southeastern Kyushu, Japan: the effects of stand type and age on understory trees and shrubs. *Journal of Forest Research* 8: 49–57

Ito S, Nakayama R, Buckley GP (2004) Effects of previous land-use on plant species diversity in semi-natural and plantation forests in a warm-temperate region in southeastern Kyushu, Japan. *Forest Ecology and Management* 196: 213–225

Jin D, Huang Y, Zhou XL, Chen B, Ma J, Yan YH (2015) High risk of plant invasion in the understory of eucalypt plantations in South China. *Scientific Reports* 5:18492

Jonášová M, van Hees A, Prach K (2006) Rehabilitation of monotonous exotic coniferous plantations: A case study of spontaneous establishment of different tree species. *Ecological Engineering* 28:141–148

Kint V, Geudens G, Mohren GMJ, Lust N (2006) Silvicultural interpretation of natural vegetation dynamics in ageing Scots pine stands for their conversion into mixed broadleaved stands. *Forest Ecology and Management* 223: 363-370

Leite MdeS, Tambosi LR, Romitelli I, Metzger JP (2013) Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: A review. *Natureza e Conservacao* 11: 108–118

Lemenih M, Gidyelew T, Teketay D (2004) Effects of canopy cover and understory environment of tree plantations on richness, density and size of colonizing woody species in southern Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 194: 1–10

Maracchi G, Sirotenko O, Bindi M (2005) Impacts of Present and Future Climate Variability on Agriculture and Forestry in the Temperate Regions: Europe. *Climatic Change* 70: 117–135

McWethy DB, Pauchard A, García RA, Holz A, González ME, Veblen TT, et al. (2018) Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *PLOS ONE* 13: e0201195

Meiners SJ, Cadotte MW, Fridley JD, Pickett STA, Walker LR (2015) Is successional research nearing its climax? New approaches for understanding dynamic communities. *Functional Ecology* 29: 154–164

Ming A, Yang Y, Liu S, Nong Y, Li H, Tao Y, Sun D, Lei L, Zeng J, An N (2019) The Impact of Near Natural Forest Management on the Carbon Stock and Sequestration Potential of *Pinus massoniana* (Lamb.) and *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook. Plantations. *Forests* 10: 626

Moreira F, Viedma O, Arianoutsou M, Curt T, Koutsias N, Rigolot E, et al. (2011) Landscape – wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *Journal of Environmental Management* 92: 2389–2402

Moritz MA, Parisien MA, Batllori E, Krawchuk MA, Van Dorn J, Ganz DJ, Hayhoe K (2012) Climate change and disruptions to global fire activity. *Ecosphere* 3: art49

Osenberg CW, Bolker BM, White JSS, Mary CMSt, Shima JS (2006) Statistical Issues and Study Design in Ecological Restorations: Lessons Learned from Marine Reserves.

Pages 280-302. In Falk DA, Palmer MA, Zedler JB (eds) Foundations of restoration ecology. IslandPress, Washington, D.C.

Pawson SM, Brin A, Brockerhoff EG, Lamb D, Payn TW, Paquette A, Parrotta JA (2013) Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22: 1203–1227

Payn T, Carnus J, Freer-Smith P, Kimberley M, Kollert W, Liu S, Orazio C, Rodriguez L, Silva LN, Wingfield MJ, (2015) Changes in planted forests and future global implications. *Forest Ecology and Management* 352: 57–67

Pickett STA, Collins SL, Armesto JJ (1987) Models, mechanisms and pathways of succession. *Botanical Reviews* 53: 335–371

Prach K, Durigan G, Fennessy S, Overbeck GE, Torezan JM, Murphy SD (2019) A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration Ecology* 27: 917–923

Roberts MR, Zhu LX (2002) Early response of the herbaceous layer to harvesting in a mixed coniferous-deciduous forest in New Brunswick, Canada. *Forest Ecology and Management* 155:17–31

Robinet C, Roques A (2010) Direct impacts of recent climate warming on insect populations. *Integrative Zoology* 5: 132–142

Spracklen BD, Lane JV, Spracklen DV, Williams N, Kunin WE (2013) Regeneration of native broadleaved species on clearfelled conifer plantation in upland Britain. *Forest Ecology and Management* 310:204–212

Sturgess P, Atkinson D (1993) The clear-felling of sand-dune plantations: Soil and vegetational processes in habitat restoration. *Biological Conservation* 66: 171–183

Sturrock RN, Frankel SJ, Brown AV, Hennon PE, Kliejunas JT, Lewis KJ, et al. (2011) Climate change and forest diseases. *Plant Pathology* 60: 133–149

Suzuki N, & Olson DH (2008) Options for biodiversity conservation in managed forest landscapes of multiple ownerships in Oregon and Washington, USA. *Biodiversity and Conservation* 17: 1017–1039

Takafumi H, Hiura T (2009) Effects of disturbance history and environmental factors on the diversity and productivity of understory vegetation in a cool-temperate forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 257: 843–857

Uriarte M, Chazdon RL (2016) Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. *Biotropica* 48: 915–924

Van de Wouw P, Echeverría C, Rey-Benayas JM, Holmgren M (2011) Persistent Acacia savannas replace Mediterranean sclerophyllous forests in South America. *Forest Ecology and Management* 262:1100-1108

Wen Y, Ye D, Chen F, Liu S, Liang H (2010) The changes of understory plant diversity in continuous cropping system of *Eucalyptus* plantations, South China. *Journal of Forest Research* 15: 252–258

Wingfield MJ (2003) Increasing threat of diseases to exotic plantation forests in the Southern Hemisphere: lessons from *Cryphonectria canker*. *Australasian Plant Pathol* 32: 133-139

Wingfield MJ, Slippers B, Wingfield BD (2010) Novel associations between pathogens, insects and tree species threaten world forests. *New Zealand Journal of Forestry Science* 40: S95-S103

Wortley L, Hero JM, Howes M (2013) Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology* 21: 537–543

Yamagawa H, Ito S, Mitsuda Y, Fukuzato K (2006) Effects of topography and management history on natural forest recovery in abandoned forest after clear-cutting in Miyazaki, Japan. *Journal of Forest Research* 11: 99–106

Yamagawa H, Ito S, Nakao T (2008) Early establishment of broadleaved trees after logging of *Cryptomeria japonica* and *Chamaecyparis obtusa* plantations with different understory treatments. *Journal of Forest Research* 13: 372–379

Yamagawa H, Ito S, Nakao T (2010) Restoration of semi-natural forest after clearcutting of conifer plantations in Japan. *Landscape and Ecological Engineering* 6:109–117

Yirdaw E (2001) Diversity of naturally-regenerated native woody species in forest plantations in the Ethiopian highlands. *New Forests* 22: 159–177

Zhang K, Zheng H, Chen FL, Ouyang ZY, Wang Y, Wu YF, et al. (2015) Changes in soil quality after converting *Pinus* to *Eucalyptus* plantations in southern China. *Solid Earth* 6: 115–123

Zhou X, Wen Y, Goodale UM, Zuo H, Zhu H, Li X, et al. (2017) Optimal rotation length for carbon sequestration in *Eucalyptus* plantations in subtropical China. *New Forests* 48: 609–627

Zhou X, Zhu H, Wen Y, Goodale UM, Li X, You Y, et al. (2018) Effects of understory management on trade-offs and synergies between biomass carbon stock, plant diversity and timber production in eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management* 410: 164–173

Zhou X, Zhu H, Wen Y, Goodale UM, Zhu Y, Yu S, et al. (2020) Intensive management and declines in soil nutrients lead to serious exotic plant invasion in *Eucalyptus* plantations under successive short-rotation regimes. *Land Degradation and Development* 31: 297–310

Zhuang X (1997) Rehabilitation and development of forest on degraded hills of Hong Kong. *Forest Ecology and Management*, 99: 197–201

Appendix A

Table S1. Search terms used in the literature review. These terms were searched in the title, abstract, and keyword fields.

Scientific Databases	Keywords/ Query string
WoS.	("natural regeneration" or "regrowth" or "seedling establishment" or "native regrowth" or "native regeneration" or "secondary succession" or "natural forest regeneration" or "recovery" or "seedling recruitment") and ("clear-cutting*" or logging or log or "coniferous plantation" or "plantation abandon*" or "planted forest" or "conversion" or "exotic plantation") and ("species richness" or "species composition" or "plant colonization" or "succession" or "dispersal")) time period: all years
Scopus.	(("natural regeneration" OR "regrowth" OR "seedling establishment" OR "native regrowth" OR "native regeneration" OR "secondary succession" OR "natural forest regeneration" OR "recovery" OR "seedling recruitment") AND ("clear-cutting*" OR logging OR log)) AND (LIMIT-TO (SUBJAREA , "EART") OR LIMIT-TO (SUBJAREA , "AGRI") OR LIMIT-TO (SUBJAREA , "ENVI")) AND (EXCLUDE (SUBJAREA , "BIOC") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "IMMU") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "ENGI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "CHEM") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "CENG") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "MATE") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "PHYS") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "COMP") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "MATH") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "PHAR") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "VETE") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "BUSI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "ECON") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "DECI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "NEUR") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "ARTS") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "HEAL") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "NURS") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "MULT") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "PSYC")) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE , "ar") OR LIMIT-TO (DOCTYPE , "re")) AND (EXCLUDE (SUBJAREA , "ENER") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "MEDI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "EART") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "SO CI")) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE , "English") OR LIMIT-TO (LANGUAGE , "Spanish"))

(("natural regeneration" OR "regrowth" OR "seedling establishment" OR "native regrowth" OR "native regeneration" OR "secondary succession" OR "natural forest regeneration" OR "recovery" OR "seedling recruitment") AND ("exotic plantation" OR "plantation abandon*")) AND (LIMIT-TO (SUBJAREA , "EART") OR LIMIT-TO (SUBJAREA , "AGRI") OR LIMIT-TO (SUBJAREA , "ENVI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "BIOC") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "IMMU") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "ENGI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "CHEM") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "CENG") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "MATE") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "PHYS") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "COMP") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "MATH") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "PHAR") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "VETE") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "BUSI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "ECON") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "DECI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "NEUR") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "ARTS") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "HEAL") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "NURS") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "MULT") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "PSYC") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "ENER") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "MEDI") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "EART") OR EXCLUDE (SUBJAREA , "SOCI")) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE , "ar") OR LIMIT-TO (DOCTYPE , "re")) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE , "English") OR LIMIT-TO (LANGUAGE , "Spanish"))

Table S2. List of references for the publications examined in the literature review (N=40 studies)

	Reference
1	Abella SR (2010) Thinning Pine Plantations to Reestablish Oak Openings Species in Northwestern Ohio. <i>Environmental Management</i> 46: 391–403.
2	Abella SR, Schetter TA, Walters TL (2017) Restoring and conserving rare native ecosystems: A 14-year plantation removal experiment. <i>Biological Conservation</i> 212: 265–273.
3	Alday JG, Etxeberria E, Ametzaga I (2017) Conversion of <i>Pinus radiata</i> plantations to native forest after harvest operations: a north Iberian Peninsula case study. <i>European Journal of Forest Research</i> 136: 801–810.
4	Arduini I, Ercoli L. (2012) Recovery of understory vegetation in clear-cut stone pine (<i>Pinus pinea</i> L.) plantations. <i>Plant Biosystems</i> 146:244–258.
5	Brown ND, Curtis T, Adams EC (2015) Effects of clear-felling versus gradual removal of conifer trees on the survival of understorey plants during the restoration of ancient woodlands. <i>Forest Ecology and Management</i> 348: 15–22.
6	Cavelier J, Tobler A. (1998) The effect of abandoned plantations of <i>Pinus patula</i> and <i>Cupressus lusitanica</i> on soils and regeneration of a tropical montane rain forest in Colombia. <i>Biodiversity & Conservation</i> 7: 335–347.
7	Chapman CA, Chapman L J (1996) Exotic tree plantations and the regeneration of natural forests in Kibale National Park, Uganda. <i>Biological Conservation</i> 76: 253–257.
8	Chapman CA, Chapman L J, Zanne A, Burgess MA (2002) Does Weeding Promote Regeneration of an Indigenous Tree Community in Felled Pine Plantations in Uganda? <i>Restoration Ecology</i> 10: 408–415.
9	Cielo-Filho R, de Souza J (2016) Assessing passive restoration of an atlantic forest site following a <i>Cupressus lusitanica</i> mill. Plantation clearcutting . <i>Ciencia Florestal</i> 26: 475–488.
10	Dong B, Zhao K, Wang Z, Jia Z, Ma L, Xia X (2018) Forest recovery after clear-cutting in Chinese pine (<i>Pinus tabuliformis</i>) plantations of North China. <i>Journal of Arid Land</i> 10: 233–248.
11	Duncan RS (2006) Tree Recruitment from On-site Versus Off-site Propagule Sources During Tropical Forest Succession. <i>New Forests</i> 31: 131–150.
12	Duncan RS, Chapman CA (2003) Consequences of plantation harvest during tropical forest restoration in Uganda. <i>Forest Ecology and Management</i> 173: 235–250.
13	Ferracin TP, Medri PS, Batista ACR, Mota MC, Bianchini E, Torezan JMD (2013) Passive restoration of atlantic forest following <i>Pinus taeda</i> harvesting in Southern Brazil. <i>Restoration Ecology</i> 21: 770–776.
14	Harmer R, Morgan G, Beauchamp (2011) Restocking with broadleaved species during the conversion of <i>Tsuga heterophylla</i> plantations to native woodland using natural regeneration. <i>European Journal of Forest Research</i> 130: 161–171.

- 15 Heinrichs S, Schmidt W (2009) Short-term effects of selection and clear cutting on the
shrub and herb layer vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce
stands into mixed stands. *Forest Ecology and Management* 258: 667–678.
- 16 Heinrichs S, Stiehl C, Müller-Using B (2016) Can native plant species be preserved in
an anthropogenic forest landscape dominated by aliens? A case study from
mediterranean Chile. *Annals of Forest Research* 59:75-90.
- 17 Hirata A, Sakai T, Takahashi K, Sato T, Tanouchi H, Sugita H, Tanaka H (2011) Effects
of management, environment and landscape conditions on establishment of hardwood
seedlings and saplings in central Japanese coniferous plantations. *Forest Ecology and
Management* 262: 1280–1288.
- 18 Ito S, Ishigami S, Mizoue N, Buckley GP (2006) Maintaining plant species composition
and diversity of understory vegetation under strip-clearcutting forestry in conifer
plantations in Kyushu, southern Japan. *Forest Ecology and Management* 231: 234–241.
- 19 Jonášová M, van Hees A, Prach K (2006) Rehabilitation of monotonous exotic
coniferous plantations: A case study of spontaneous establishment of different tree
species. *Ecological Engineering* 28:141–148.
- 20 Kasel S, Bell TL, Enright N J, Meers TL (2015) Restoration potential of native forests
after removal of conifer plantation: A perspective from Australia. *Forest Ecology and
Management* 338:148–162.
- 21 Kasenene JM (2007) Impact of exotic plantations and harvesting methods on the
regeneration of indigenous tree species in Kibale forest, Uganda. *African Journal of
Ecology* 45: 41–47.
- 22 Morsing J, Kepfer-Rojas S, Baastrup-Spohr L, López Rodríguez A, Raulund-
Rasmussen K (2020) Litter legacy after spruce plantation removal hampers initial
vegetation establishment. *Basic and Applied Ecology* 42: 4–14.
- 23 Nagashima K, Yoshida S, Hosaka T (2009) Patterns and factors in early-stage vegetation
recovery at abandoned plantation clearcut sites in Oita, Japan: possible indicators for
evaluating vegetation status. *Journal of Forest Research* 14: 135–146.
- 24 Omeja PA, Chapman CA, Obua J (2009) Enrichment planting does not improve tree
restoration when compared with natural regeneration in a former pine plantation in
Kibale National Park, Uganda. *African Journal of Ecology* 47: 650–657.
- 25 Omeja PA, Lawes MJ, Corriveau A, Valenta K, Sarkar D, Paim FP, Chapman CA
(2016) Recovery of tree and mammal communities during large-scale forest
regeneration in Kibale National Park, Uganda. *Biotropica* 48: 770–779.
- 26 Owiny AA, Valtonen A, Nyeko P, Malinga GM, Roininen H (2016) Tree communities
of different aged logged areas in an Afrotropical rainforest. *African Journal of Ecology*
54: 207–216.
- 27 Piironen T, Nyeko P, Roininen H (2015) Natural establishment of indigenous trees
under planted nuclei: A study from a clear-felled pine plantation in an afrotropical rain
forest. *Forest Ecology and Management* 345: 21–28.
- 28 Piironen T, Valtonen A, Roininen H (2016) Exotic plantations can ignite forest
succession in the Afrotropics where natural forest regeneration is slow. *African Journal
of Ecology* 54: 524–528.

- 29 Randriambanona H, Randriamalala JR, Carrière SM (2019) Native forest regeneration
and vegetation dynamics in non-native *Pinus patula* tree plantations in Madagascar.
Forest Ecology and Management 446: 20–28.
- 30 Sakai A, Hirayama T, Oshioka S, Hirata Y (2006) Effects of elevation and postharvest
disturbance on the composition of vegetation established after the clear-cut harvest of
conifer plantations in southern Shikoku, Japan. *Journal of Forest Research* 11: 253–265.
- 31 Sakai A, Sakai T, Kuramoto S, Sato S (2010) Soil seed banks in a mature Hinoki
(*Chamaecyparis obtusa* Endl.) plantation and initial process of secondary succession
after clearcutting in southwestern Japan. *Journal of Forest Research* 15: 316–327.
- 32 Sakai A, Sato S, Sakai T, Kuramoto S, Tabuchi R (2005) A soil seed bank in a mature
conifer plantation and establishment of seedlings after clear-cutting in southwest Japan.
Journal of Forest Research 10: 295–304.
- 33 Seiwa K, Etoh Y, Hisita M, Masaka K, Imaji A, Ueno N, et al. (2012) Roles of thinning
intensity in hardwood recruitment and diversity in a conifer, *Cryptomeria japonica*
plantation: A 5-year demographic study. *Forest Ecology and Management* 269: 177–
187.
- 34 Spracklen BD, Lane JV, Spracklen DV, Williams N, Kunin WE (2013) Regeneration
of native broadleaved species on clearfelled conifer plantations in upland Britain. *Forest
Ecology and Management* 310: 204–212.
- 35 Stanbury KE, Stevens JC, Ritchie AL (2018) Legacy issues in post-pine (*Pinus pinaster*)
restoration environments: Weeds compromise seedling growth and function more than
edaphic factors. *Land Degradation & Development* 29: 1694–1704.
- 36 Stedille LIB, Gomes JP, da Costa NCF, Vargas OF, da Luz L, Mantovani A (2018)
Passive restoration of mixed Ombrophilous Forest a decade after forest plantation
removal in the South of Brazil. *Floresta* 48: 523–534.
- 37 Yamagawa H, Ito S (2006) The role of different sources of tree regeneration in the
initial stages of natural forest recovery after logging of conifer plantation in a warm-
temperate region. *Journal of Forest Research* 11:455–460.
- 38 Yamagawa H, Ito S, Hosaka T, Yoshida S, Nakao T, Shimizu O (2015) Effect of pre-
logging stand type and harvesting roads on the densities of advanced-regenerated and
postharvest-germinated tree seedlings after clear-cutting of hinoki cypress
(*Chamaecyparis obtusa*) in Yoshinogari, Kyushu, Japan. *Journal of Forest Research* 20:
236–243.
- 39 Yamagawa H, Ito S, Mitsuda Y, Fukuzato K (2006) Effects of topography and
management history on natural forest recovery in abandoned forest after clear-cutting
in Miyazaki, Japan. *Journal of Forest Research* 11: 99–106.
- 40 Yamagawa H, Ito S, Nakao T (2008) Early establishment of broadleaved trees after
logging of *Cryptomeria japonica* and *Chamaecyparis obtusa* plantations with different
understory treatments. *Journal of Forest Research* 13: 372–379.

Figure S1. The flow diagram is describing the search protocol used for a systematic review to refine relevant articles. The search was conducted with Web of Science and Scopus in August 2019. To increase the number of publications, we did two subsequent searches. 1) Searched the literature cited in each of the articles included (n = 19) and selected all the new papers that fulfill the eligibility criteria (studies found in the literature cited, n = 9); and 2) searched the studies citing the articles included (n = 19) and selected all the new papers that fulfill the eligibility criteria (studies citing the articles included, n = 12).

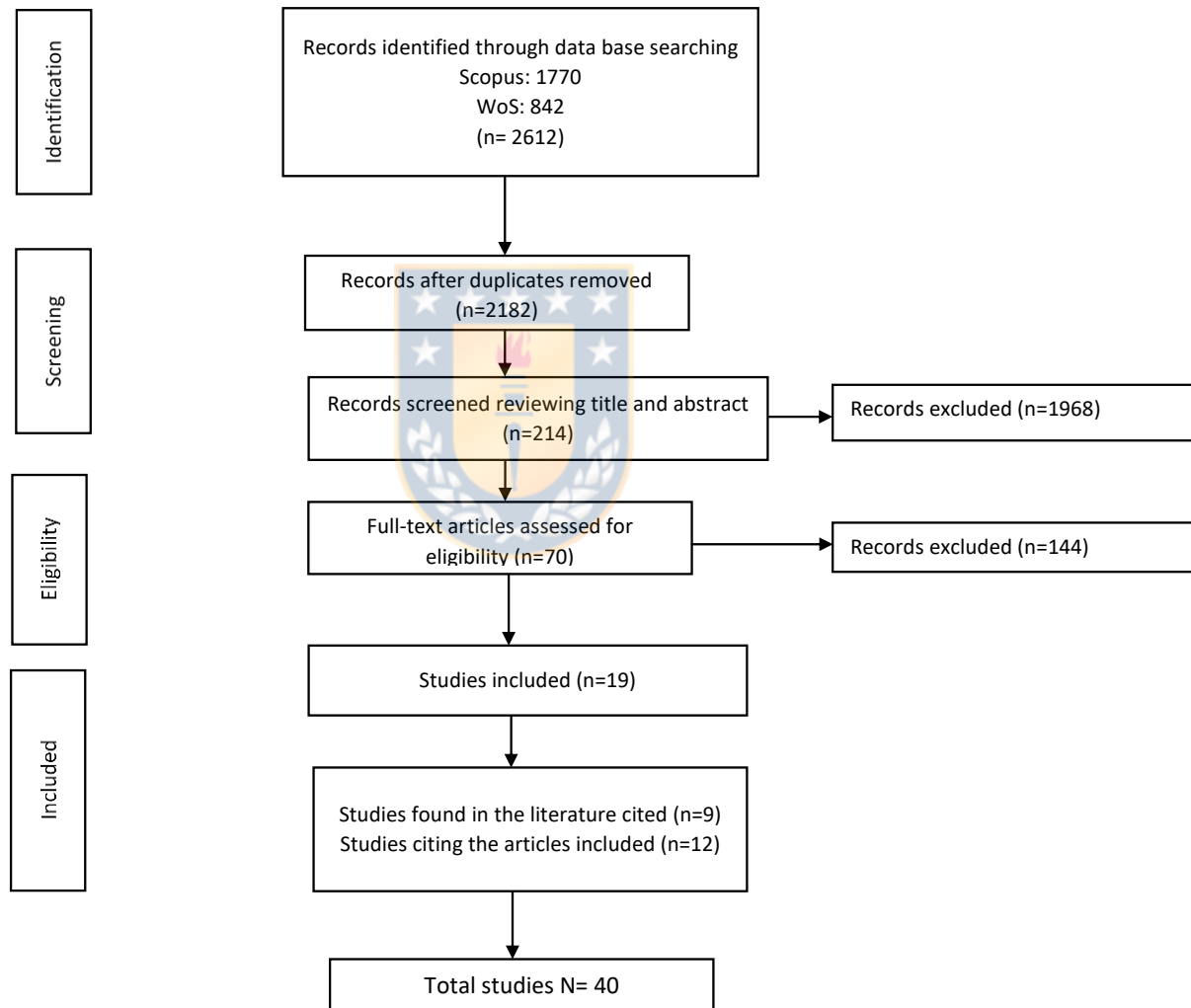


Figure S2. Number of articles identified through the literature search, cumulative per year of publication. Note: 2019 does not represent the full year as publications were only searched up until August.

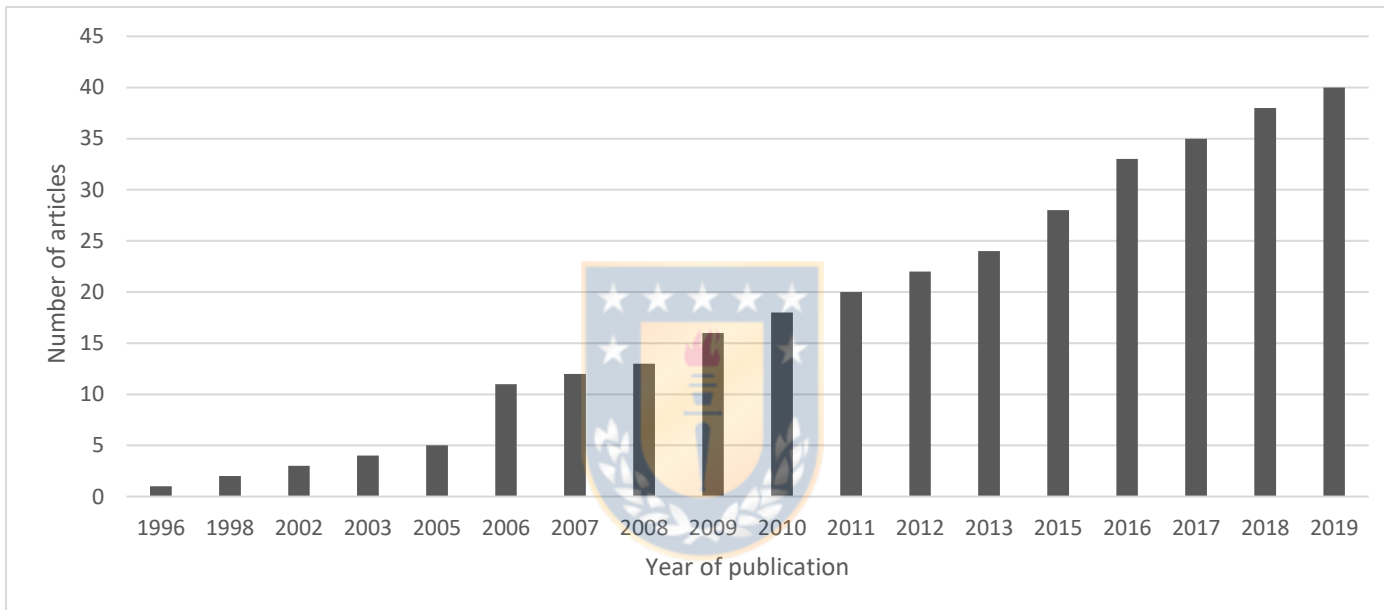
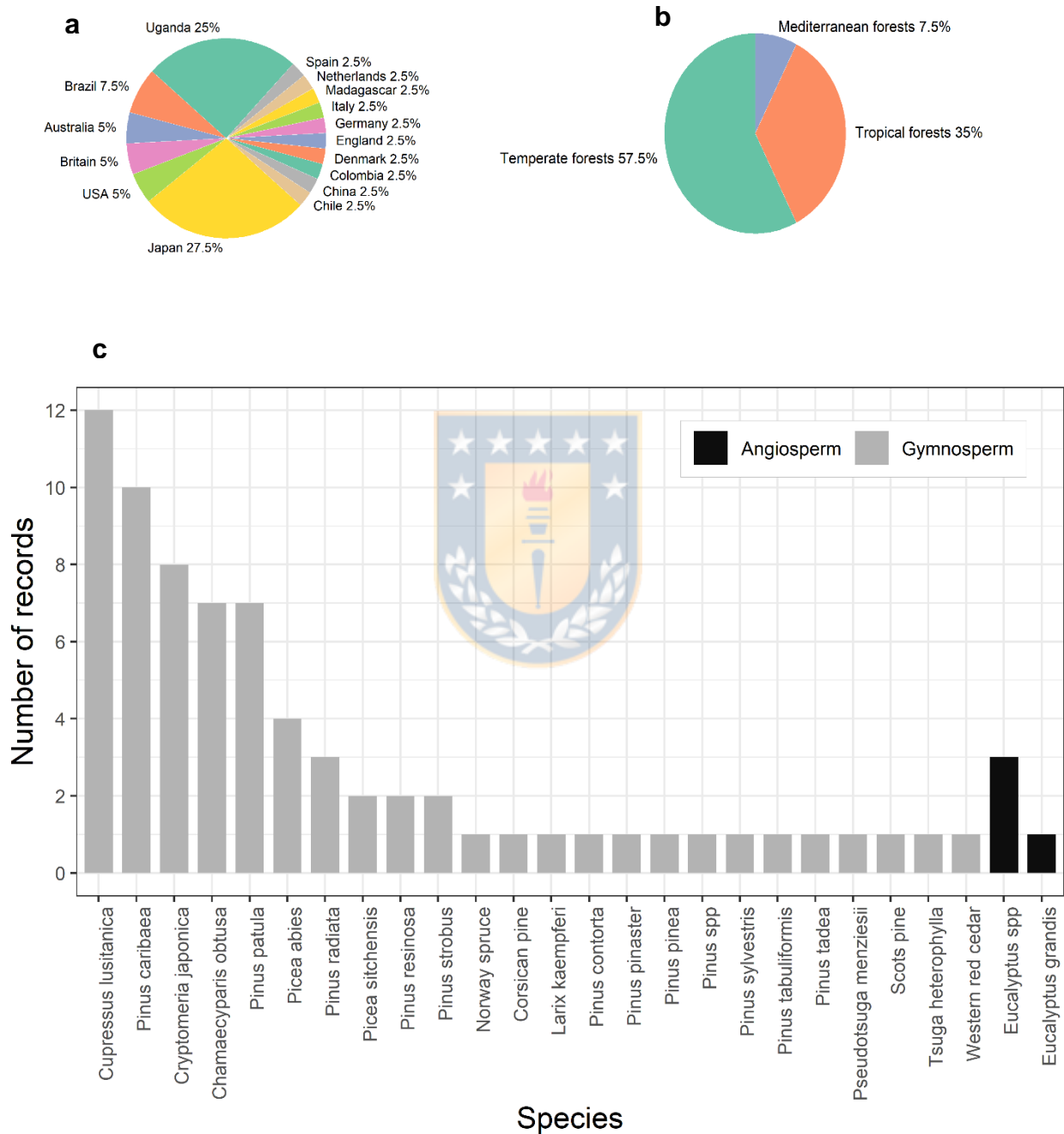


Figure S3. Number of articles by a) country and b) biome identified and c) main species identified through the literature search (n=40)



CAPÍTULO II. Evaluación de la regeneración natural del bosque nativo en plantaciones cosechadas de *Pinus radiata* D.Don y *Eucalyptus globulus* Labill. en la cordillera de la costa de las regiones del Bío-Bío y Ñuble

Introducción

La eliminación de la cubierta forestal nativa para el establecimiento de plantaciones comerciales es una forma típica de la modificación de paisajes en zonas tropicales y templadas (Lindenmayer 2010). Varios autores señalan que la transformación de bosques nativos a plantaciones comerciales es perjudicial para la conservación de la biodiversidad (Bremer y Farley 2010; Brockerhoff et al. 2003).

Las plantaciones comerciales representan el 3% de la superficie de bosques en el mundo y el 45% del total de los bosques plantados (FAO 2020). La mayoría de las plantaciones forestales son de especies exóticas de rápido crecimiento que a nivel mundial siguen en aumento (Keenan et al. 2015) teniendo como consecuencia una disminución en la riqueza de especies nativas (Meers et al. 2010). Debido a lo anterior nace la necesidad de conservar la biodiversidad, y es por esto que los administradores de plantaciones forestales se han adherido a pautas de manejo sostenibles (Cubbage et al. 2010). Dentro de los requerimientos exigidos para el manejo sostenible, está la restauración de sitios que se establecieron reemplazando el bosque nativo (FSC 2002) y para ello existen

diferentes métodos que incluyen la tala o la eliminación gradual de la plantación y la incorporación de árboles nativos mediante la plantación, siembra directa o regeneración natural (Spracklen et al. 2013).

La regeneración natural es el establecimiento de árboles a partir de semillas y rebrotes producidos in situ (Harmer y Kerr 1995) y es un proceso gradual de recuperación de la estructura, función y composición del ecosistema anterior a la perturbación (Chazdon y Guariguata 2016). En la reconversión de las plantaciones comerciales a bosque nativo la regeneración natural juega un papel fundamental, ya que ésta permite una mayor similitud al bosque nativo y un menor costo de inversión en comparación a otras intervenciones (Uriarte y Chazdon 2016).

Dos factores importantes que influyen en el establecimiento de la regeneración natural durante la conversión de plantaciones forestales a bosque nativo son: la especie plantada (Kasenene 2007; Piironen et al. 2016). y la edad o tiempo de rotación de la plantación (Igarashi et al. 2016). Algunas especies forestales, por su manejo y características de copa, tienen una estructura de dosel más abierto. Por ejemplo las plantaciones del género *Eucalyptus* tienen mayor apertura de dosel en comparación con *Pinus* (Lemenih et al. 2004), lo cual promueve el establecimiento de especies exóticas que compiten con las nativas (Jin et al. 2015). En contraste, *Pinus radiata* posee una estructura de dosel más cerrada lo que puede generar un mejor entorno de luz y una facilitación interespecífica, mostrando una clara tendencia sucesional hacia el aumento del dominio por especies nativas tolerantes a la sombra que son típicas del sotobosque de bosques naturales (Allen

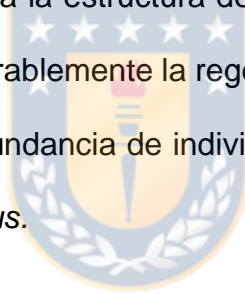
1995). Por otro lado, varios estudios muestran que, un periodo más largo de rotación alberga mayor número de especies nativas (Ito et al. 2003; Lindenmayer y Hobbs, 2004; Brockerhoff et al. 2003). En Nueva Zelanda, Brockerhoff (et al. 2003), analizaron la composición y riqueza de plantas en un gradiente de edad de rotación (5, 16, 27 años) en donde encontraron que rotaciones largas albergaban mayor número de especies.

En Sudamérica el 99% de los bosques plantados corresponden a plantaciones con especies exóticas que se manejan de una manera intensiva y están compuestas por una o dos especies (FAO 2020). El 52% está representado por especies angiospermas, siendo el *Eucalyptus* el principal género; mientras que las gimnospermas representan el 45% con *Pinus* como género principal (FAO 2001). Estos dos géneros presentan diferencias en su dosel y edad de rotación. Por ejemplo, las plantaciones de *Eucalyptus* presentan mayor apertura de dosel y tiempos de rotación más cortos en comparación al *Pinus* (Lemenih et al. 2004).

En la conversión de plantaciones comerciales a bosque nativo, ha habido pocos estudios que han evaluado el efecto de dos o más especies plantadas sobre la regeneración natural de las plantaciones en proceso de reconversión. Un trabajo realizado en Uganda muestra que sitios después de la tala de plantaciones con especies coníferas (*C. lusitanica* y *P. caribaea*) albergan mayor riqueza y abundancia de especies nativas en comparación con sitios que tenían como especies plantada una angiosperma (*Eucalyptus* sp.) (Kasenene 2007). En Chile, a pesar de que la superficie cubierta con plantaciones comerciales alcanza las 2.289.525 ha, donde las especies más plantadas son *Pinus*

radiata (58%) y *Eucalyptus sp.* (38%) (INFOR 2019), y del compromiso por parte de las compañías forestales de restaurar 25 mil ha, aún no se han realizado estudios que comparen el efecto de la especie plantada sobre la regeneración natural del bosque nativo en plantaciones cosechadas destinadas a restauración.

Este estudio tuvo como objetivo evaluar la regeneración natural de la vegetación nativa en sitios postcosecha de dos tipos de plantaciones exóticas (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*) en la Cordillera de la Costa de la región del Bío-Bío. Considerando los antecedentes presentados, se plantea la hipótesis que los sitios provenientes de plantaciones de *Pinus radiata*, dada la estructura de dosel más cerrada y un tiempo de rotación más largo, promueva favorablemente la regeneración del bosque nativo y por lo tanto, la riqueza de especies y abundancia de individuos será mayor en comparación a plantaciones de *Eucalyptus globulus*.



Metodología

Área de estudio

El estudio se desarrolló en sitios ubicados sobre la Cordillera de la Costa en la antigua región del Bío-Bío (actualmente del Bío-Bío y Ñuble) en el centro-sur de Chile ($72^{\circ}43'W-36^{\circ}14'S$ y $76^{\circ}08'W-37^{\circ}08'S$) (Figura 2.1). La Cordillera de la Costa comprende alturas entre los 0 y 800 m.s.n.m. y está compuesta por rocas graníticas y metamórficas principalmente (Nahuelhual et al. 2012). Se encuentra bajo la influencia de la zona bioclimática mesomediterránea subhúmeda (Luebert y Pliscoff, 2005) con una temperatura promedio anual de $12,7^{\circ}C$ con máximos medios de $18,7^{\circ}C$ en los meses de enero y febrero y una mínima media de $5,9^{\circ}C$ en julio y agosto. La humedad relativa anual es de 76,4%. La precipitación, concentrada en los meses de invierno, presenta un promedio anual de 948 mm entre los años 2011 a 2019, estaciones Chiguayante y Lebu (Agromet, 2020).

La vegetación original del área corresponde a una transición entre biomas mediterráneo y templado, que incluye la participación de tipos forestales Roble-Hualo y Roble-Raulí-Coihue (Donoso 1981) y a diferentes pisos vegetacionales, en mayor participación, de bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca* y *Persea lingue* (Luebert y Pliscoff, 2005) y bosque caducifolio de Concepción, cuyas especies dominantes, además de aquellas del género *Nothofagus*, como las caducifolias *N. glauca* y *N. obliqua*

y la siempreverde *N. dombeyi*, acompañada de especies de árboles siempre verdes (ej., *Aextoxicon punctatum*, *Gevuina avellana*), y elementos de tipo esclerófilos (ej., *Cryptocarya alba*, *Peumus boldus*, *Quillaja saponaria*).

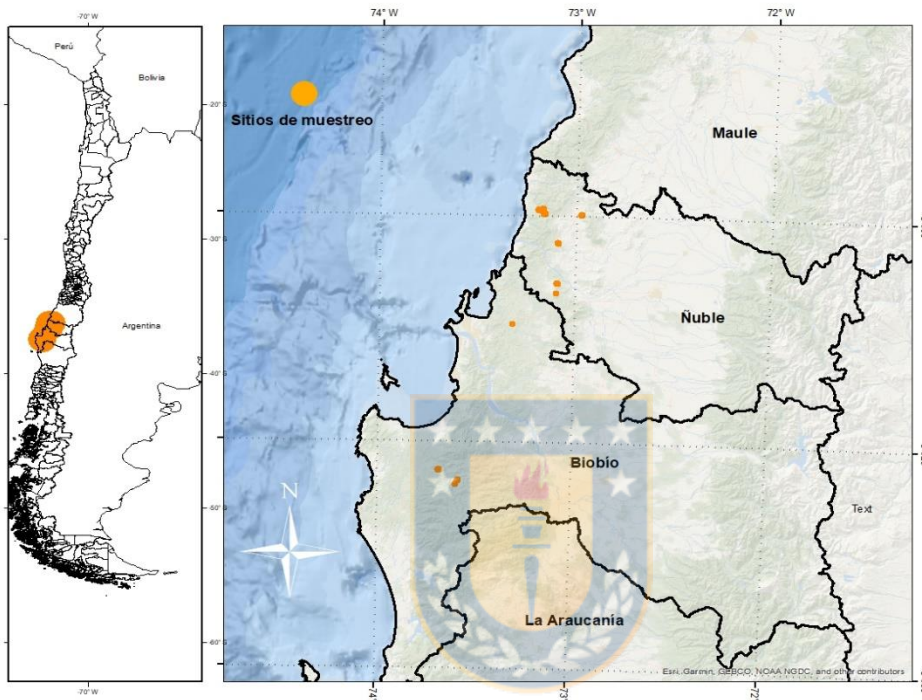


Figura 2.1. Localización del área de estudio en la Cordillera de la Costa en las regiones del Ñuble y Bío-Bío. Los puntos de color naranja indican la ubicación de los sitios de muestreo.

El paisaje de la zona ha sufrido una rápida transformación conduciendo a parches de bosque remanente aislados, muchos de los cuales cuentan con menos de 100 ha de tamaño (Echeverría et al. 2006). Se encuentra dominado por plantaciones exóticas de rápido crecimiento que abarcan el 57,8% del total de bosques para la región. Las dos

principales especies plantadas son *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* con 774.352 ha y 372.426 ha respectivamente (CONAF 2017).

Selección de sitios

Para la comparación de la regeneración natural entre los dos tipos de plantaciones forestales (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*), se seleccionaron 12 sitios en total (6 por cada tipo de plantación). Todos los sitios seleccionados tenían bosque nativo como uso del suelo anterior a la plantación, además de contar con una sola rotación y en cuanto a topografía con una similar pendiente (40-60%). Los sitios se encuentran dentro del patrimonio forestal de la compañía Arauco S.A. y actualmente están destinados a reconversión de bosque nativo debido a los compromisos de tipo ambiental de la empresa, por lo que luego de la cosecha de las plantaciones no hubo ninguna intervención. Para minimizar el efecto de la variabilidad asociada a la exposición solar, se identificaron bloques según la exposición de las laderas (norte y sur).

Muestreo y caracterización de la vegetación

En cada uno de los sitios se establecieron 30 parcelas de 1m² con una distancia mínima según la formula usada por Harmer et al. (2011):

$$S = 100 \sqrt{\frac{A}{n}}$$

Donde S= número de metros entre parcelas; A= área del sitio en hectáreas; n=número de parcelas.

Una vez obtenida la distancia, las parcelas fueron distribuidas aleatoriamente dentro de cada sitio con ayuda de la extensión Hawth's Tool para Arcgis 10.4.1. La cantidad de parcelas que se usó en el estudio se determinó luego de la realización de un pre-muestreo con el cual se logró un análisis de poder de 0.98 ($p=0.05$) para el número total de especies.

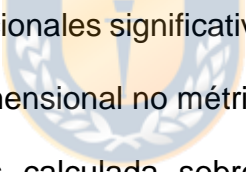


Dentro de cada parcela, se registraron la cobertura de arbustos y número de individuos de especies leñosas mayores a 25 cm de altura. Las categorías de coberturas fueron adaptadas a partir de Braun-Blanquet (1964). Las especies registradas fueron clasificadas en nativas, exóticas, árboles y arbustos según Rodríguez et al. (2018). Igualmente, cada una de las especies encontradas fueron clasificadas funcionalmente de acuerdo con el síndrome de dispersión (biótico – abiótico) y tolerancia a la sombra (tolerante – intolerante) según la bibliografía consultada (Anexo 1)

Análisis de datos

Composición de especies

Para evaluar las diferencias de la composición de especies entre los dos tipos de plantación en conversión analizados, se realizó un análisis de varianza multivariado basado en permutaciones (PERMANOVA por sus siglas en inglés). El análisis fue desarrollado con 9,999 permutaciones usando la función adonis (Oksanen et al. 2019), sobre la base de coeficientes de disimilitud de Bray-Curtis y utilizando una estandarización "total". Este método usa la distancia de matrices para encontrar las diferencias entre tratamientos (Anderson 2001).



Para observar diferencias composicionales significativas entre los dos tipos de plantación se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés) utilizando la distancia Bray-Curtis calculada sobre la estandarización "total" de la abundancia de especies. Los resultados obtenidos para los dos ejes principales de ordenación se utilizaron para estimar los centroides, con sus respectivos intervalos de confianza del 95%. Se dedujo una diferencia estadísticamente significativa en la composición de especies entre los dos tipos de plantación si los intervalos de confianza del 95% de los centroides no se superponían para al menos un eje de ordenación. Para ello se utilizó el paquete vegan de R (Oksanen et al. 2019).

Riqueza de especies

Se analizó la riqueza de especies de acuerdo con el origen (nativo-exótico) y al grupo funcional al que pertenecen las especies (hábito de crecimiento, síndrome de dispersión y tolerancia a la sombra).

Se utilizaron modelos lineales de efectos mixtos con una familia de distribución de Poisson para examinar el efecto del tipo de plantación sobre la riqueza de especies nativas y exóticas. Para ello se utilizó la función *lme* en el paquete *nlme* del software R (Pinheiro et al. 2018). Los modelos lineales de efectos mixtos son un marco estadístico que presenta factores fijos y aleatorios (Schielzeth y Nakagawa 2013). El tipo de plantación en conversión (de ahora en adelante Eucalipto y Pino) se incluyó en el modelo como efecto fijo (categóricos con dos niveles), mientras que la exposición solar en la que se encontraban los sitios, los sitios y las parcelas dentro de cada sitio se incorporaron como efectos aleatorios anidados. La sub-dispersión de los modelos fue ajustada mediante la familia de distribución Conway-Maxwell Poisson (“compois”) del paquete *glmmTMB* (Brooks et al. 2017).

Para los rasgos funcionales hábito de crecimiento y síndrome de dispersión se modeló la estructura de la varianza (*VarIdent*) del tipo de plantación y el rasgo funcional. Para ajustar el modelo del rasgo funcional de tolerancia a la sombra, se usó un modelo mixto generalizado con una distribución Poisson y cero inflado, debido al exceso de ceros.

Abundancia de individuos

Se analizó la abundancia de individuos de acuerdo con el origen (nativo-exótico). Se realizaron modelos separados para a) árboles nativos, b) arbustos nativos, c) árboles exóticos y d) arbustos exóticos.

Debido a la alta cantidad de ceros en las abundancias observadas en arbustos nativos y, árboles y arbustos exóticos, las diferencias entre tipos de plantación se evaluaron mediante modelos de ceros inflados (ZI por sus siglas en inglés). Ignorar esta inflación de ceros puede traer dos consecuencias y una de ellas es que los parámetros estimados y los errores estándar pueden ser sesgados. El exceso de ceros puede deberse a varios factores entre los que se destacan error del observador, y hábitat o condiciones no favorables para la especie. Estos modelos asumen que los ceros proceden de dos procesos distintos: el proceso binomial y el proceso Poisson. Por lo tanto, se modela la probabilidad de medir un cero y posteriormente la probabilidad de obtener el resto de los valores. Para este análisis se incorporó en los modelos el tipo de plantación como efecto fijo y la exposición junto con los sitios como efectos aleatorios utilizando una familia de distribución Poisson. El paquete glmmTMB fue usado para este análisis en la creación de los modelos y el paquete DHArma (Florian 2020) para la evaluación de los supuestos de dispersión y homogeneidad de varianza de los residuos. Debido a la violación de homogeneidad en la varianza de los residuos en los datos de abundancia de árboles nativos, se incorporó una estructura de varianza usando la función VarIdent.

Para la validación de todos los modelos realizados, se verificaron los supuestos mediante el trazado de los residuos frente a los valores ajustados y frente a cada variable en el modelo (Zuur y Ieno 2016). Igualmente se verificó la homogeneidad de los residuos del modelo entre cada variable mediante la prueba de Levene. Una prueba de comparaciones múltiple Tukey fue usada para encontrar diferencias entre cada variable categórica. Todos los análisis fueron realizados en el software R 3.5.3 (R Core Team, 2019).



Resultados

Composición de especies

Un total de 37 especies de plantas leñosas fueron registradas en los 12 sitios de estudio, de las cuales 32 son especies nativas y 5 son especies exóticas (Anexo 1 y 2). Ambos tipos de plantaciones en conversión presentaron 23 especies nativas 7 de las cuales solo estuvieron presentes en los sitios de plantaciones de Pino. Los árboles representaron el 59.5% del total de las especies, mientras que los arbustos el 40.5%. Entre las especies nativas más comunes de árboles se encuentran *Aristotelia chilensis* (Molina) Stuntz (16.6%), *Cryptocarya alba* (Molina) Looser (15.5%) y *Escallonia revoluta* (Ruiz. et Pav.) Pers. (12.6%). El síndrome de dispersión biótica fue el que más predominó en las especies nativas (17 especies). Entre las especies nativas, 23 son tolerantes a la sombra y 9 intolerantes.

Considerando todas las especies y sus coberturas, no se observaron diferencias significativas en la composición de especies entre plantaciones en conversión de Eucalipto y Pino (PERMANOVA, $R^2 = 0.14$, $F = 1.74$, $p = 0.065$) (Figura 2.2a). La composición de especies nativas tampoco presentó diferencias entre los tipos de plantación (PERMANOVA, $R^2 = 0.08$, $F = 0.83$, $p = 0.63$) (Figura 2.2b). Sin embargo, al analizar la composición de especies exóticas, si se observó una diferencia significativa en la composición entre los tipos de plantación ($R^2 = 0.42$, $F = 7.40$, $p = 0.002$). En este caso, las especies exóticas explicaron el 42% de la varianza (Figura 2.2c). Las especies

más abundantes en Eucalipto fueron *Eucalyptus globulus* y *Tiline monspessulana*, mientras que en Pino fueron *Pinus radiata* y *Rubus ulmifolius*.

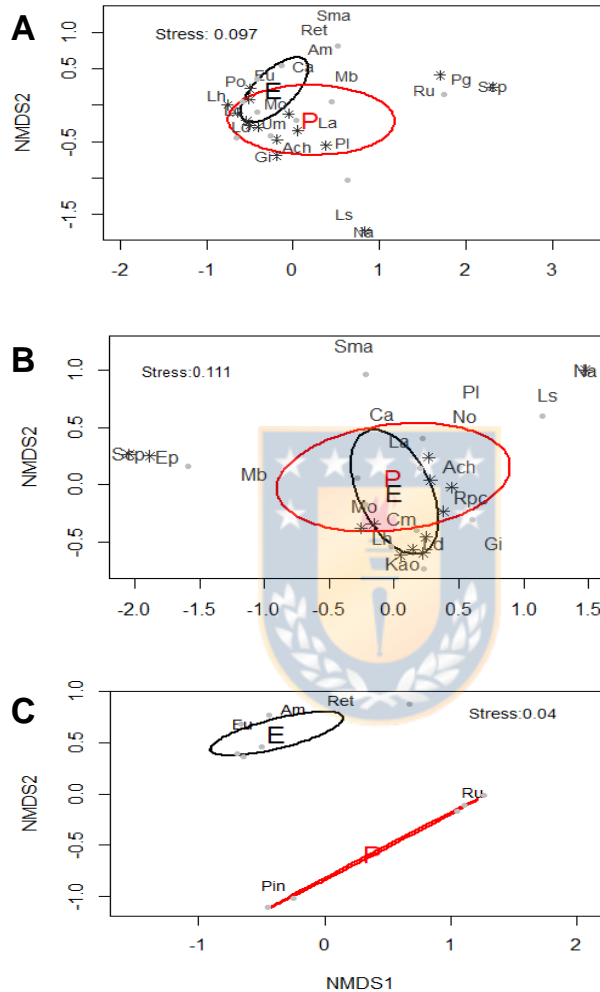


Figura 2.2. Ordenación NMDS de la composición de especies presentes en plantaciones en conversión de Pino (P, línea roja) y Eucalipto (E, línea negra) ubicadas en la Cordillera de la Costa de las regiones de Ñuble y el Bío-Bío A) Todas las especies B) Solo especies nativas y C) Solo especies exóticas. Las elipses representan intervalos de confianza a 95% desde centroide de cada tipo de plantación. Abreviaciones corresponden al nombre de las especies y se encuentran en el anexo 2.1 y 2.2

Riqueza de especies de acuerdo con el origen

No se observaron diferencias en la riqueza de especies nativas entre los tipos de plantación (Tabla 2.2, Figura 2.3). El 44.2% de la variación aleatoria en la riqueza de especies nativas estuvo explicada por la variación entre sitios.

Tabla 2.2. Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la riqueza de especies nativas. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios.

Coefficiente	Estimación	Error Estándar	Valor Z	Pr(> z)
Intercepto	1,035	0,1556	6,651	<0,001
Tipo de Plantación	-0,177	0,2209	-0,801	0,423

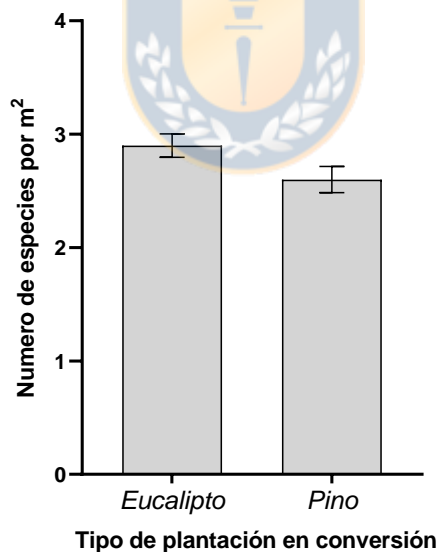


Figura 2.3. Efecto del tipo de plantación en conversión sobre la riqueza de especies nativas leñosas (número de especies por m²) observadas en la regeneración natural. Valores medios \pm 1 Error Estándar.

La riqueza de especies exóticas fue mayor en las plantaciones de Eucalipto que en las plantaciones de Pino en conversión (Tabla 2.3; Figura 2.4).

Tabla 2.3. Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la riqueza de especies exóticas. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios.

Coeficiente	Estimación	Error Estándar	Valor Z	Pr(> z)
Intercepto	-0,0854	0,192	-0,445	0,6565
Tipo de Plantación	-0,5533	0,2767	-1,999	0,0456*

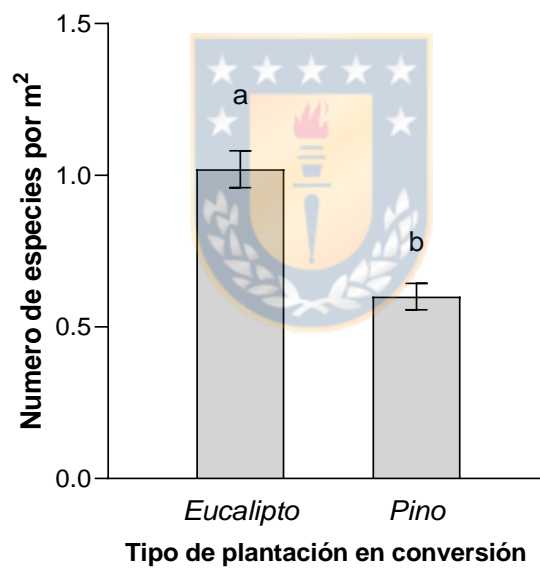


Figura 2.4. Efecto del tipo de plantación en conversión sobre la riqueza de especies exóticas (número de especies por m²) observadas en la regeneración natural. Valores medios \pm 1 Error Estándar. Resultados de prueba a posteriori son codificados con las letras.

Riqueza de especies por rasgo funcional

Para los modelos que incluyeron el hábito de crecimiento y la forma de dispersión, la incorporación de la estructura de varianza mejoró los modelos con relación a aquellos en los que no se incluyó la estructura de varianza (L ratio-test = 74.59, d.f. = 10, $p = <0.001$ y L ratio-test = 58.59, d.f. = 10, $p = <0.001$ respectivamente). No se observó un efecto significativo del tipo de plantación en conversión sobre la riqueza de especies para ninguno de los rasgos analizados: hábito de crecimiento (Tabla 2.4; Figura 2.5a), forma de dispersión (Tabla 2.5; Figura 2.5b), y tolerancia a la sombra (Tabla 2.6; Figura 2.5c).

Tabla 2.4 Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre el hábito de crecimiento. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios



Coefficiente	Estimación	Error estándar	Valor t	P-valor
Intercepto	2,232	0,182	12,248	<,0001
Tipo de plantación	-0,129	0,2487	-0,519	0,6163
Habito de crecimiento	-1,576	0,0669	-23,572	<0,001

Tabla 2.5 Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre el tipo de dispersión. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios

Coefficiente	Estimación	Error Estándar	Valor t	P-valor
Intercepto	1,0468	0,1693	6,183	<,0001
Tipo de plantación	-0,2308	0,235	-0,981	0,3519
Tipo dispersión	0,849	0,0728	11,65	<0,0001

Tabla 2.6 Modelo cero inflado que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre el rasgo tolerancia a la sombra. En el modelo se incorporó la exposición y el sitio como efectos aleatorios.

Coeficiente	Estimación	Error		
		Estándar	Valor Z	Pr(> z)
Intercepto	-1,253	0,203	-6,165	<0,001
Tipo de plantación	-0,124	0,29	-0,427	0,67
Tolerancia a la sombra	2,18	0,145	15,046	<0,001
Zero-inflado modelo				
Intercepto	-21,48	2969,64	-0,007	0,994

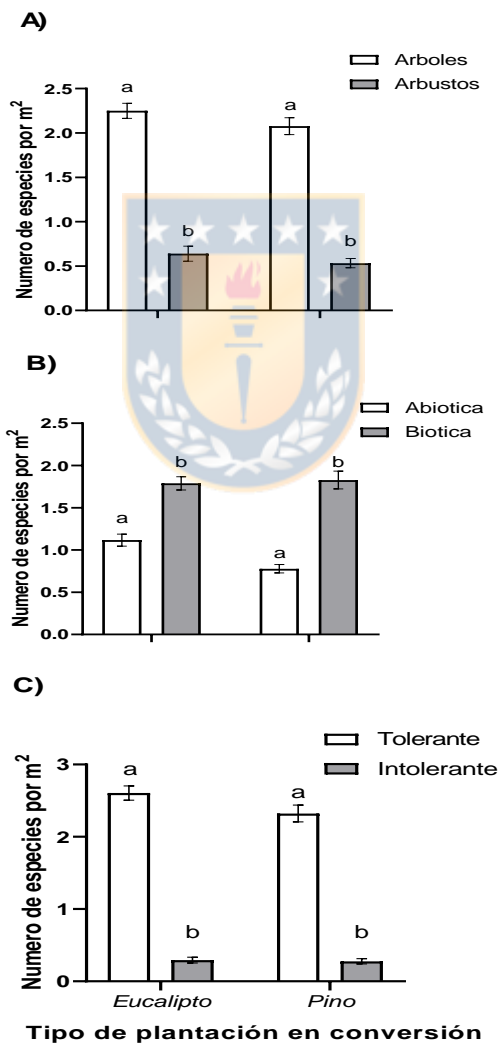


Figura 2.5. Efecto del tipo de plantación en conversión sobre la riqueza de especies por rasgo funcional: A) habito de crecimiento, B) síndrome de dispersión, C) Tolerancia a la sombra (número

de especies por m²) observadas en la regeneración natural. Valores medios \pm 1 Error Estándar. Resultados de prueba a posteriori son codificados con las letras.

Abundancia de individuos

Para la abundancia de individuos arbóreos nativos, diferentes varianzas por la combinación del tipo de plantación y la exposición proporcionó una mejora en la estructura de varianza en comparación con el modelo que no la incluyó (L. ratio-test = 221.2, d.f. = 17, $p < 0.001$). No se observaron diferencias en la abundancia de individuos de árboles nativos (Tabla 2.7; Figura 2.6 a), arbustos nativos (Tabla 2.4; Figura 2.6 b) ni individuos arbóreos y arbustivos de especies exóticas (Tabla 2.5 y 2.6 respectivamente, Figura 2.7) entre los tipos de plantación en conversión.

Tabla 2.7. Modelo lineal de efectos mixtos que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la abundancia de individuos de especies arbóreas **nativas**. En el modelo se incorporó la exposición, el sitio y las parcelas como efectos aleatorios

Coefficiente	Estimación	Error Estándar	Valor t	p-valor
Intercepto	4,235	1,404	3,015	0,0028
Tipo de Plantación	-0,363	1,221	-0,297	0,773

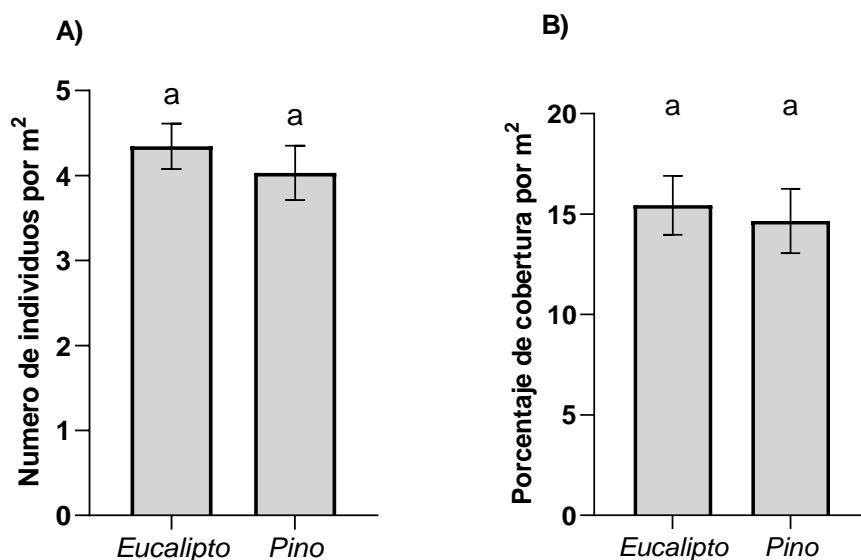


Figura 2.6. Efecto del tipo de plantación en conversión sobre la abundancia de: A) árboles nativos, B) arbustos nativos observados en la regeneración natural. Valores medios \pm 1 Error Estándar. Resultados de prueba a posteriori son codificados con las letras.

Tabla 2.8. Modelo cero inflado que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalypto) sobre la abundancia de arbustos nativos. En el modelo se incorporó la exposición y el sitio como efectos aleatorios.

Coeficiente	Estimación	Error Estándar	Valor Z	Pr(> z)
Intercepto	1,243	0,0713	17,447	<0,001
Tipo de plantación	0,0716	0,1037	0,691	0,49
Zero-inflado modelo				
Intercepto	0,114	0,1094	1,018	0,308

Tabla 2.9. Modelo cero inflado que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la abundancia de árboles exóticos. En el modelo se incorporó la exposición y el sitio como efectos aleatorios.

Coficiente	Estimación	Error Estándar	Valor Z	Pr(> z)
Intercepto	0,1195	0,4101	0,292	0,771
Tipo de plantación	0,5903	0,5941	-0,994	0,32
Zero-inflado modelo				
Intercepto	-1,6414	0,3514	-4,67	<0,001

Tabla 2.10. Modelo cero inflado que evalúa el efecto del tipo de plantación en conversión (Pino y Eucalipto) sobre la abundancia de arbustos exóticos. En el modelo se incorporó la exposición y el sitio como efectos aleatorios.

Coficiente	Estimación	Error Estándar	Valor Z	Pr(> z)
Intercepto	-0,833	0,9558	-0,872	0,383
Tipo de plantación	-0,2976	1,3362	-0,223	0,824
Zero-inflado modelo				
Intercepto	0,2272	0,2214	1,026	0,305

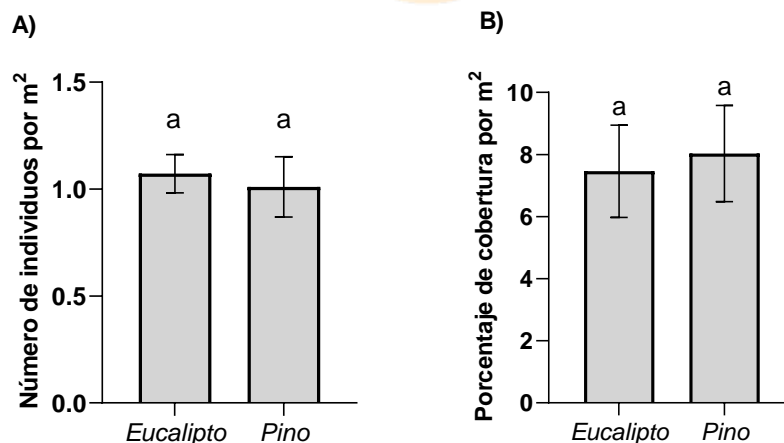


Figura 2.7. Efecto del tipo de plantación en conversión sobre la abundancia de: A) árboles exóticos, B) arbustos exóticos observados en la regeneración natural. Valores medios \pm 1 Error Estándar. Resultados de prueba a posteriori son codificados con las letras.

Discusión

Después de la cosecha de plantaciones comerciales, la recuperación de la vegetación nativa es primordial para la conservación de la biodiversidad y para la restauración o rehabilitación de estos ecosistemas (Tárrega et al. 2011). Los resultados obtenidos a partir de las evaluaciones realizadas en este estudio muestran que la regeneración natural post-cosecha no difieren entre ambos tipos de plantaciones comerciales destinadas a la conversión a bosque nativo (*Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata*). Sin embargo, se debe prestar atención a la colonización de especies exóticas invasoras, especialmente en las plantaciones de *Eucalyptus globulus*.



La regeneración natural nativa y el tipo de plantación

Muchos estudios de la regeneración natural post-cosecha de plantaciones comerciales en los biomas mediterráneo y templado se han centrado en la evaluación de una sola especie. En su mayoría las especies estudiadas son *Chamaecyparis obtusa* y *Cryptomeria japonica* seguidas de algunas especies del género *Pinus* como *Pinus radiata*, *Pinus strobus* y *Pinus patula* (Figura S3c capítulo 1 de esta tesis).

En los biomas mediterráneo y templado muy pocos estudios han comparado el efecto de dos especies de plantaciones comerciales en conversión sobre la regeneración natural

del bosque nativo. Este es el primer estudio a nivel mundial, en estos biomas, que analiza la regeneración natural en plantaciones de Pino y Eucalipto, lo que constituye un importante aporte dado la gran superficie plantada de estas especies a nivel mundial (FAO 2020).

En un estudio realizado en Japón en donde evaluaron la regeneración natural después de la tala de plantaciones de *Chamaecyparis obtusa* y *Cryptomeria japonica* (Yamagawa et al. 2008) se encontró que la regeneración natural estuvo fuertemente influenciada por las características previas a la tala, especialmente la cantidad de sotobosque. En este estudio, un sotobosque más abundante, previo a la tala, dio lugar a una regeneración nativa más abundante después de la cosecha. Igualmente, las especies con dispersión biótica jugaron un papel importante a la hora de la recuperación del bosque, ya que las especies dispersadas por frugívoros tenían mayor abundancia en comparación con las dispersadas por gravedad. En esta tesis, todos los sitios provenían de la sustitución de bosque nativo, por lo que aún contaban con algunos legados biológicos del bosque nativo anterior a la plantación. Las especies más comunes de árboles encontradas en este estudio fueron *Aristotelia chilensis* (Molina) Stuntz, *Cryptocarya alba* (Molina) Looser y *Escallonia revoluta* (Ruiz. et Pav.) Pers. Estas especies son propias de bosques costeros con dominio de especies del género *Nothofagus* (Donoso 1993) y pueden desarrollar lignotúberes que le permiten una mayor capacidad de regeneración vegetativa (Montenegro et al. 1983). Estudios realizados en la misma área de estudio muestran que el rebrote es una de las características más comunes en las especies presentes en las plantaciones forestales (Gómez et al. 2009; Ramírez et al. 1984). Aunque no se evaluó

en este estudio, posiblemente las especies encontradas deban su establecimiento a la capacidad de rebrote que poseen, tal y como lo constato Letelier (2019), quien encontró que las especies con capacidad de rebrote aportan entre un 20 y 50% a la estructura de la primera etapa de la plantación. Por lo tanto, los individuos que rebrotan contribuyen en gran medida a la recuperación temprana del bosque nativo al contener los principales componentes del bosque anterior al establecimiento de la plantación (Yamagawa et al. 2010).

Además del rebrote, en los bosques chilenos la dispersión biótica es un rasgo funcional clave, ya que aproximadamente un 70% de las especies de matorral mediterráneo y bosque templado lluvioso presentan frutos carnosos (Armesto et al. 1987; Armesto y Rozzi 1989). Los resultados obtenidos en esta investigación indican que alrededor del 66% de las especies tienen síndrome de dispersión biótico, lo que concuerdan con lo encontrado por otros estudios (Letelier 2019; Randriambanona et al. 2019) Por ejemplo, Randriambanona et al. (2019) evidenciaron que las especies con dispersión zoócora fueron las más abundantes en el crecimiento posterior a la tala en plantaciones de Pino, en bosques templados de Madagascar. Una de las razones puede deberse a que las plantaciones, para algunas especies de animales, son hábitat o paso transitorio (Estades y Temple 1999; Vergara y Simonetti 2004), lo que puede movilizar o ayudar a la dispersión de semillas. La dispersión biótica puede garantizar la permanencia del bosque mediante la migración e inmigración de especies desde otros lugares (Cadotte y Fukami 2005), además de permitir la presencia de especies en entornos que de otro modo no podrían llegar (Davis et al. 1998).

En esta tesis, se presentó un mayor número de especies tolerantes a la sombra. Estos resultados son similares a los encontrados por Letelier (2019) en donde la mayor abundancia de especies fueron tolerantes a la sombra. A pesar de que no se tiene el listado de especies antes de la tala, esto podría deberse a que las especies forestales nativas ya estaban antes en la plantación. Esto afirma que la composición florística del sotobosque de las plantaciones representa un subconjunto de la comunidad de plantas que caracteriza el ecosistema local (Estades y Escobar 2005).

El otro factor que ayuda a explicar los resultados de este estudio es el número de rotaciones de la plantación en conversión. Varios estudios indican que a un mayor número de rotación puede disminuir la riqueza de especies debido a una acumulación de efectos negativos de la plantación (Takafumi y Hiura 2009; Igarashi et al. 2016; Zhou et al. 2020). En Japón, la riqueza de especies de árboles y arbustos fue significativamente mayor en las plantaciones de primera rotación en comparación a las de segunda rotación (Igarashi et al. 2016). Para el presente estudio, las plantaciones solo contaban con una rotación. Por lo tanto, la vegetación nativa podría contar con una alta disponibilidad de propágulos provenientes del uso anterior del suelo que le permitieron permanecer aun después de la tala.

La plantación de Eucalipto promovería la invasión de especies exóticas

Se encontró una mayor riqueza total de especies exóticas en las plantaciones en conversión de Eucalipto (5 especies) que en Pino (3 especies) y una mayor riqueza de especie por metro cuadrado (Figura 2.4). Las dos especies exóticas adicionales presentes en las plantaciones de Eucalipto fueron: *Eucalyptus globulus* Labill y *Teline monspessulana* (L.) K.Koch. La primera debido al rebrote de los individuos después de su cosecha. La especie *Teline monspessulana* se encuentra comúnmente en el sotobosque de las plantaciones de *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus globulus* Labill, y forma extensos matorrales en áreas abiertas o degradadas, en taludes y claros del bosque (García et al. 2010).



Las plantaciones de Eucalipto cuentan con un dosel más abierto causando una transmisión relativamente alta de luz y viento en el sotobosque (Jin et al. 2015) y su tiempo de rotación es más corto en comparación a las plantaciones de Pino, lo que genera un ambiente más adecuado para el establecimiento de especies exóticas (Zhou et al. 2020). Los resultados de este estudio concuerdan con lo encontrado por Jin et al. (2015) en donde el mayor número de especies exóticas invasoras se evidenció en plantaciones de Eucalipto en comparación a otro tipo de plantación. Si bien en etapas tempranas ambas plantaciones en conversión se parecen en regeneración natural nativa, esta mayor riqueza de especies exóticas, en etapas tempranas, puede tener efectos negativos en el futuro, y en el largo plazo pueden generarse diferencias entre las plantaciones. La mayoría de los estudios de conversión de plantaciones realizan tiempos

de monitoreo cortos (1-4 años), por lo que es indispensable el análisis del comportamiento de la vegetación en el largo plazo.

Implicancias para la restauración de plantaciones forestales

La evaluación del efecto de la especie comercial plantada sobre la regeneración natural permite gestionar de una forma más eficiente la priorización de sitios con objeto de restauración. No hay una diferencia en el efecto del tipo de plantación sobre la regeneración después de una rotación en sitios provenientes de bosque nativo, por lo tanto, cualquiera de los dos tipos de plantaciones puede destinarse a recuperar el bosque utilizando regeneración natural. Igualmente, la capacidad de rebrote de las especies puede aumentar el potencial de restauración del bosque después de la cosecha de plantaciones.

Las especies invasoras son competidoras fuertes y pueden inhibir la recuperación del bosque nativo después de la tala (Shimada 2007) . Por tal motivo, se deben aumentar los esfuerzos en el control del rebrote de la especie *Eucalyptus globulus* y los individuos de *Pinus radiata* en ambas plantaciones. Igualmente, se debe realizar vigilancias de especies exóticas invasoras principalmente en las plantaciones de *Eucalyptus globulus* ya que las características y dinámica de esta plantación hacen que sea más susceptible a la invasión (Zhou et al. 2020). Finalmente es necesario comparar los resultados de

regeneración natural con el ecosistema de referencia para evaluar que tan exitosa está siendo la intervención.



Bibliografía

Agromet (2020). Red Agrometereológica de INIA. Retrieved from <http://agromet.inia.cl/estaciones.php>

Allen RB, Platt KH, & Coker R (1995). Understorey species composition patterns in a pinus radiata plantation on the central north island volcanic plateau, new zealand. *New Zealand Journal of Forestry science* 25: 301-317.

Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.

Armesto JJ & Rozzi R (1989) Seed dispersal syndromes in the rain forest of Chiloe: evidence for the importance of biotic dispersal in a temperate rain forest. *TT - Seed dispersal syndromes in the rain forest of Chiloe: evidence for the Importance of biotic dispersal in a temperate. Journal of Biogeography* 16: 219–226.

Armesto JJ, Rozzi R, Miranda P & Sabag C (1987) Interacciones planta/frugívoro en bosques templados de Sudamérica. *Revista Chilena Historia Natural* 60: 321–336.

Braun-Blanquet J (1964) *Pflanzensoziologie; Grundzüge der Vegetationskund*. Wien; New York: Springer-Verlag.

Bremer L.L & Farley KA (2010) Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation* 19: 3893–3915.

Brockhoff EG, Ecroyd CE, Leckie AC & Kimberley MO (2003) Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in Pinus radiata plantation forests in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 185:307–326.

Brooks M, Kristensen K, KJ, van B, AM, CWB, AN, et al. (2017) “glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling.” *The R Journal* 9: 378–400.

Cadotte MW & Fukami T (2005) Dispersal, spatial scale, and species diversity in a

hierarchically structured experimental landscape. *Ecology Letters* 8: 548–557.

Chazdon RL, & Guariguata MR (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48: 716–730.

CONAF (2017) *Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del catastro de los recursos vegetacionales nativos de la región de BíoBío*. Santiago, Chile: Departamento de Monitoreo de Ecosistemas Forestales.

Cubbage F, Diaz D, Yapura P & Dube F (2010) Impacts of forest management certification in Argentina and Chile. *Forest Policy and Economics* 12: 497–504.

Davis A, Lawton J, Shorrocks B & Jenkinson L (1998) Individualistic species responses invalidate simple physiological models of community dynamics under global environmental change. *Journal of Animal Ecology* 67:600–612.

de Rezende CL, Uezu A, Scarano FR & Araujo DSD (2015) Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodiversity and Conservation* 24: 2255–2272.

Donoso C (1981) Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. *Documento de Trabajo N° 38. Investigación y Desarrollo Forestal (CONAF/PNUD/FAO)*.

Donoso C (1993) *Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica*. Retrieved from <https://books.google.cl/books?id=YfMfAQAIAAJ>

Echeverría C, Coomes D, Salas J, Rey-Benayas JM, Lara A & Newton A (2006) Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130: 481–494

Estades C & Temple SA (1999) Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic Pine plantations. *Ecological Applications* 9: 573–585.

Estades E & Escobar M (2005) Los ecosistemas de las plantaciones forestales de pino de la cordillera de la costa. In C. Smith-Ramirez, C., Armesto, J. & Valdovinos (Ed.), *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile* (Editorial, pp. 600–616). Santiago, Chile.

FAO (2001). *Recursos Genéticos Forestales No. 29*. Roma.

FAO (2020). Global forests resource assessment 2020. In *Main report*. Roma

Florian H (2020) *DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. Retrieved from <http://florianhartig.github.io/DHARMA/>

FSC. (2002). *Estándar linternacional FSC: Principios y criterios del FSC para el manejo forestal. 4*, 1–14.

García RA, Pauchard A, Cavieres LA, Peña E & Rodríguez MF (2010) El fuego favorece la invasión de *Teline monspessulana* (Fabaceae) al aumentar su germinación. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 443–452.

Gómez P, Hahn S & Martín JS (2009) Estructura y composición florística de un matorral bajo plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile central. *Gayana - Botanica* 66: 256–268.

Harmer R, & Kerr G (1995) *Research Informatin Note 275: Natural regeneration of broadleaved trees*.

Harmer R, Morgan G & Beauchamp K (2011) Restocking with broadleaved species during the conversion of *Tsuga heterophylla* plantations to native woodland using natural regeneration. *European Journal of Forest Research* 130: 161–171

Heilmayr R, Echeverría C, Fuentes R & Lambin EF (2016) A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75:71–82.

Igarashi T, Masaki T, Nagaike T & Tanaka H (2016) Species richness of the understory woody vegetation in Japanese cedar plantations declines with increasing number of rotations. *Journal of Forest Research* 21: 291–299.

Instituto Forestal (INFOR) (2019). *Anuario Forestal 2019*. Santiago, Chile.

- Ito S, Nakagawa M, Buckley GP & Nogami K (2003) Species richness in sugi (*Cryptomeria japonica* D. DON) plantations in southeastern Kyushu, Japan: the effects of stand type and age on understory trees and shrubs. *Journal of Forest Research* 8: 49–57.
- Jin D, Huang Y, Zhou XLe, Chen B, Ma J & Yan YH (2015) High risk of plant invasion in the understory of eucalypt plantations in South China. *Scientific Reports* 5:1–8.
- Kasenene JM (2007) Impact of exotic plantations and harvesting methods on the regeneration of indigenous tree species in Kibale forest, Uganda. *African Journal of Ecology* 45(SUPPL. 1): 41–47.
- Keenan RJ, Reams GA, Achard F, de Freitas JV, Grainger A & Lindquist E (2015) Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352: 9–20.
- Lemenih M, Gidyelew T & Teketay D (2004) Effects of canopy cover and understory environment of tree plantations on richness, density and size of colonizing woody species in southern Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 194: 1–10.
- Letelier Yáñez PV (2019). *Evaluación del potencial de restauración de bosque nativo en plantaciones forestales desde una aproximación funcional*. Universidad de Concepcion, Chile.
- Lindenmayer DB & Hobbs RJ (2004). Fauna conservation in Australian plantation forests - A review. *Biological Conservation* 119:151–168.
- Lindenmayer DB (2010) Landscape change and the science of biodiversity conservation in tropical forests: A view from the temperate world. *Biological Conservation* 143: 2405–2411.
- Luebert F & Plischoff P (2005) Bioclimas de la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile. In *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile* (Editorial). Editorial Universitaria.
- Meers TL, Kasel S, Bell TL & Enright NJ (2010) Conversion of native forest to exotic *Pinus radiata* plantation: Response of understorey plant composition using a plant functional trait approach. *Forest Ecology and Management* 259: 399–409.
- Montenegro G, Avila G, & Schatte P (1983) Presence and development of lignotubers in

shrubs of the Chilean matorral. *Canadian Journal of Botany* 61:1804–1808.

Nahuelhual L, Carmona A, Lara A, Echeverría C & González ME (2012) Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* 107: 12–20.

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, et al. (2019). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=vegan>

Piironen T, Valtonen A & Roininen H (2016) Exotic plantations can ignite forest succession in the Afrotropics where natural forest regeneration is slow. *African Journal of Ecology* 54: 524–528.

Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D & Team RC (2018) *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_*. *R package version 3.1-137*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=nlme>

R Core Team. (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Retrieved from <https://www.r-project.org/>

Ramírez C, Figueroa H, Carrillo R & Contreras D (1984) Estudio fitosociológico de los estratos inferiores en un bosque de pino. *Bosque* 5: 65–81.

Randriambanona H, Randriamalala JR & Carrière SM (2019) Native forest regeneration and vegetation dynamics in non-native *Pinus patula* tree plantations in Madagascar. *Forest Ecology and Management* 446: 20–28.

Rodríguez R, Marticorena C, Alarcón D, Baeza C, Cavieres L, et al. (2018) Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana. Botánica* 75: 1–430.

Schielzeth H & Nakagawa S (2013) Nested by design: Model fitting and interpretation in a mixed model era. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 14–24.

Shimada H (2007) Damage caused by browsing sika deer on hinoki trees planted at spot

weeding sites in abandoned clearcut areas covered with *Gleichenia japonica* Spr (in Japanese with English summary). *J Jpn Soc Reveg Tech* 33: 122–127.

Spracklen BD, Lane JV, Spracklen DV, Williams N & Kunin WE (2013) Regeneration of native broadleaved species on clearfelled conifer plantations in upland Britain. *Forest Ecology and Management* 310:204–212.

Takafumi H & Hiura T (2009) Effects of disturbance history and environmental factors on the diversity and productivity of understory vegetation in a cool-temperate forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 257: 843–857.

Tárrega R, Calvo L, Taboada Á, Marcos E & Marcos JA (2011) Do mature pine plantations resemble deciduous natural forests regarding understory plant diversity and canopy structure in historically modified landscapes? *European Journal of Forest Research*, 130: 949–957.

Uriarte M & Chazdon RL (2016) Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. *Biotropica* 48: 915–924.

Vergara PM & Simonetti JA (2004) Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *Oryx* 38: 383–388.

Yamagawa H, Ito S & Nakao T (2008) Early establishment of broadleaved trees after logging of *Cryptomeria japonica* and *Chamaecyparis obtusa* plantations with different understory treatments. *Journal of Forest Research* 13: 372–379.

Yamagawa H, Ito S & Nakao T (2010) Restoration of semi-natural forest after clearcutting of conifer plantations in Japan. *Landscape and Ecological Engineering* 6: 109–117.

Zhou X, Zhu H, Wen Y, Goodale UM, Zhu Y, Yu S, et al. (2020) Intensive management and declines in soil nutrients lead to serious exotic plant invasion in *Eucalyptus* plantations under successive short-rotation regimes. *Land Degradation and Development* 31: 297–310.

Zuur AF & Ieno EN (2016) A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 636–645.

Anexos

Anexo 2.1: Listado florístico y funcional de especies nativas

Espece	Abr.	Habito	Dispersión	Tolerancia	Plantación
<i>Acrisione denticulata</i> (Hook. & Arn.) B. Nord. ^[3]	Ar	ar	A	T	P
<i>Aextoxicon punctatum</i> Ruiz & Pav ^[2,6,7,8] .	Ap	a	B	T	E-P
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz ^[2,8,7]	Ach	a	B	T	E-P
<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav ^[1,2]	Ai	ar	B	T	E-P
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i> (Hook. & Arn.) Nied ^[7]	Blc	a	B	T	P
<i>Citronella mucronata</i> (Ruiz & Pav.) D. Don ^[2,7]	Cm	a	A	T	E-P
<i>Colliguaja salicifolia</i> Gillies & Hook. ^[7]	Cs	ar	A	T	P
<i>Cryptocarya alba</i> (Molina) Looser ^[2,7,8]	Ca	a	B	T	E-P
<i>Escallonia pulverulenta</i> (Ruiz et Pav.) Pers. ^[3,8]	Ep	ar	A	I	E-P
<i>Escallonia revoluta</i> (Ruiz. et Pav.) Pers. ^[7]	Er	a	A	T	E-P
<i>Gaultheria insana</i> (Molina) D.J.Middleton ^[1]	Gi	ar	B	T	E
<i>Gevuina avellana</i> Molina ^[2]	Ga	a	A	T	E-P
<i>Kageneckia oblonga</i> Ruiz & Pav. ^[7]	Kao	a	A	I	E-P
<i>Laurelia sempervirens</i> (Ruiz & Pav.) Tul ^[4]	Ls	a	A	T	P
<i>Lithraea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn. ^[2,8]	Lc	a	B	T	E-P



Especie	Abr.	Habito	Dispersión	Tolerancia	Plantación
<i>Lomatia dentata</i> (Ruiz & Pav.) R. Br ^[2]	<i>Ld</i>	a	A	T	E-P
<i>Lomatia hirsuta</i> var. <i>obliqua</i> (Lam.) Diels var. <i>obliqua</i> (Ruiz & Pav.) R.T. Penn ^[2]	<i>Lh</i>	a	A	T	E-P
<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret ^[2]	<i>La</i>	a	B	T	E-P
<i>Maytenus boaria</i> Molina ^[2,8]	<i>Mb</i>	a	B	I	E-P
<i>Myrceugenia ovata</i> Hook. & Arn. ^[3]	<i>Mo</i>	ar	B	T	E-P
<i>Nothofagus alpina</i> (Poepp. & Endl.) Oerst ^[2]	<i>Na</i>	a	A	T	P
<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst ^[2]	<i>No</i>	a	A	I	E-P
<i>Persea lingue</i> (Miers ex Bertero) Nees ^[2,5]	<i>Pl</i>	a	B	T	E-P
<i>Peumus boldus</i> Molina ^[2,5]	<i>Pb</i>	a	B	T	E-P
<i>Podanthus mitiqui</i> Lindl. ^[3]	<i>Po</i>	ar	A	T	E-P
<i>Psoralea glandulosa</i> L. ^[3]	<i>Pg</i>	ar	B	I	E-P
<i>Quillaja saponaria</i> Molina ^[5,8]	<i>Qs</i>	a	A	I	E-P
<i>Rhaphithamnus spinosus</i> (Juss.) Moldenke ^[2]	<i>Rs</i>	ar	B	T	P
<i>Ribes punctatum</i> Ruiz & Pav. ^[3]	<i>Rpc</i>	ar	B	I	E-P
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	<i>Scp</i>	ar	B	I	P
<i>Sophora macrocarpa</i> J.E. Sm. ^[5,6]	<i>Sma</i>	ar	A	I	E
<i>Ugni molinae</i> Turcz. ^[2]	<i>Um</i>	ar	B	T	E-P



Especie	Abr.	Habito	Dispersión	Tolerancia	Plantación
----------------	-------------	---------------	-------------------	-------------------	-------------------

Donde: Especie, Abr.=abreviación del nombre científico utilizado en el análisis; a=arbóreo, ar=arbustivo, B=biótico, A=abiótico,

T=tolerante, I=intolerante; Tipo de plantación= lugar donde se encontró la especie (E= *Eucalyptus globulus*, P=*Pinus radiata*). En

algunas especies que la literatura indicaba que la especies era semi-tolerante, se categorizo como Tolerante.



[1] Riedemann, P., & Aldunate, G. (2011). Flora Nativa de valor ornamental, Identificación y Propagación Zona sur y austral (Jardín Bot). Santiago, Chile.

[2] Donoso, P., Donoso, C., & Azpiculeta, M. (2013). Especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología (Ed. C. Donoso) (Marisa Cún). Santiago, Chile.

[3] Riedemann, M., Teillier, S., & Aldunate, G. (2014). Arbustos nativos ornamentales del centro sur de Chile: Guía de campo (Ed. Corpor). <https://doi.org/10.1186/1748-717X-4-19>

[4] Lusk C. & Kelly C. (2003). Interspecific variation in seed size and safe sites in a temperate rain forest. *New Phytologist*, 158, 535–541.

[5] Montenegro, G., Gómez, M., Díaz, F., & Ginocchio, R. (2003). Regeneration Potential of Chilean Matorral After Fire: An Updated View. In M. G. & S. T. (Eds. Veblen T., Baker W. (Ed.), *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas* (Springer). New York.

[6] Riedemann, P., & Aldunate, G. (2014). Flora Nativa de valor ornamental, Identificación y Propagación (Editorial). Santiago, Chile.

[7] Tellier S., Marticorena A., Macaya J., B. C. & D. J. (2014). Flora R.B. Huilo Huilo, Guía para la identificación de las especies Volumen II (Ed. Maval). Chile.

Anexo 2.2: Listado especies exóticas

Nombre científico	Abr.	Tipo plantación
<i>Acacia melanoxylon</i> R.Br	Am	E-P
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Eu	E
<i>Pinus radiata</i> D.Don	Pin	E-P
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Ru	E-P
<i>Teline monspessulana</i> (L.) K.Koch	Ret	E

Donde: Abr.=abreviación; Tipo plantación= sitio donde se encontró la especie (E=*Eucalyptus globulus*, P=*Pinus radiata*)



CONCLUSIONES GENERALES

Esta tesis contribuye al conocimiento de la conversión de plantaciones comerciales a bosque nativo. El éxito de la reconversión de plantaciones comerciales a bosque nativo depende de la capacidad de adaptar las estrategias de gestión a la dinámica de las poblaciones de árboles, o de manipular los procesos naturales de acuerdo con los objetivos de gestión.

El interés en reconvertir plantaciones comerciales a bosque nativo debería centrarse en las regiones en donde las plantaciones amenazan los recursos de agua dulce y en las que ocupan un hábitat que soportan ecosistemas claves que están amenazados. Además, la investigación sobre la reconversión de las plantaciones forestales debería abordar los efectos de los diferentes tratamientos silvícolas, el número de rotaciones, el uso anterior del suelo y el contexto del paisaje para evaluar con precisión la recuperación del bosque nativo original mediante la regeneración natural. Un diseño experimental de campo adecuado debe incluir referencias positivas y negativas, combinadas con comparaciones temporales, para evaluar el éxito de la restauración. Sin embargo, debido a las limitaciones identificadas en el presente estudio, es difícil hacer generalizaciones y proporcionar directrices de ordenación a todos los profesionales sobre el mejor método para reconvertir las plantaciones forestales.

El estudio del efecto de la especie comercial plantada sobre la regeneración natural nativa puede ayudar a la priorización de sitios para la restauración y a dirigir la gestión de los

esfuerzos con el fin de lograr los objetivos de reconversión. Según el presente estudio, la regeneración natural post-cosecha no fue afectada por el tipo de plantación (*Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata*), sin embargo, se debe prestar atención a la colonización de especies exóticas invasoras, especialmente en las plantaciones de *Eucalyptus globulus* ya que las características y dinámica de esta plantación hace que sea más susceptible a la invasión (Zhou et al., 2020). Igualmente, es necesario el manejo del rebrote de la especie Eucalipto y el control de individuos de Pino en ambas plantaciones.



REFERENCIA GENERALES

Bormann FH, Likens GE (1979) Pattern and process in a forested ecosystem. Springer, Berlin.

Bremer LL & Farley KA (2010) Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation* 19:3893–3915.

Brockhoff EG, Ecroyd CE, Leckie AC & Kimberley MO (2003) Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 185:307–326.

de Rezende CL, Uezu A, Scarano FR & Araujo DSD (2015) Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodiversity and Conservation* 24: 2255–2272.

Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Agard J, Arneth A, et al. (2019) Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366: 647.

FAO (2020). Global forests resource assessment 2020. In Main report. Rome.

Forestal Arauco S.A. (2018). Plan de restauración bosque nativo Arauco. Retrieved from https://www.arauco.cl/chile/wp-content/uploads/sites/14/2018/04/EG14.9_Plan_de_Restauracio%25CC%2581n_de_Bosque_Nativo_Arauco_2018.03.26_v1.pdf

Forestal Mininco S.A. (2017). Plan De Ordenación Forestal Mininco S.A. (Estándar Certfor). Retrieved from http://www.mininco.cl/SGAEX/pages/abrearchivo2.asp?arch=archivos/41/Plan_Ordenacion_2017.pdf

Heilmayr R, Echeverría C, Fuentes R & Lambin EF (2016) A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75:71–82. Instituto Forestal (INFOR) (2019) Anuario Forestal 2019. Santiago, Chile.

Hirata A, Sakai T, Takahashi K, Sato T, Tanouchi H, Sugita H, Tanaka H (2011) Effects of management, environment and landscape conditions on establishment of hardwood seedlings and saplings in central Japanese coniferous plantations. *Forest Ecology and Management* 262: 1280-1288

Ito S, Nakagawa M, Buckley GP & Nogami K (2003) Species richness in sugi (*Cryptomeria japonica* D. DON) plantations in southeastern Kyushu, Japan: the effects of stand type and age on understory trees and shrubs. *Journal of Forest Research* 8: 49–57.

Kasel S, Bell TL, Enright NJ & Meers TL (2015) Restoration potential of native forests after removal of conifer plantation: A perspective from Australia. *Forest Ecology and Management* 338:148–162.

Kremer K, Bannister JR, Bauhus J (2021) Restoring native forests from *Pinus radiata* plantations: Effects of different harvesting treatments on the performance of planted seedlings of temperate tree species in central Chile. *Forest Ecology and Management* 479:118585

Lindenmayer DB & Hobbs RJ (2004). *Fauna conservation in Australian plantation forests - A review*. *Biological Conservation* 119:151–168.

Lindenmayer DB (2010) Landscape change and the science of biodiversity conservation in tropical forests: A view from the temperate world. *Biological Conservation* 143: 2405–2411.

Schulz JJ & Schröder B (2017) Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. *Ecosphere* 8.

Smith DM (1986) *The practice of silviculture*, 8th edn. Wiley, New York

Uriarte M & Chazdon RL (2016) Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. *Biotropica* 48: 915–924.

Zhou X, Zhu H, Wen Y, Goodale UM, Zhu Y, Yu S, et al. (2020) Intensive management and declines in soil nutrients lead to serious exotic plant invasion in *Eucalyptus* plantations under successive short-rotation regimes. *Land Degradation and Development* 31: 297–310.